

91

Rosa Dellbrügge

Solare Klärschlamm-trocknung und Desinfektion

91

Rosa Dellbrügge

Solare Klärschlamm-trocknung und
Desinfektion

Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
der Technischen Universität Braunschweig

ISSN 0934-9731

DOI 10.24355/dbbs.084-202103080951-0

Herausgeber:

Gesellschaft zur Förderung des Institutes
für Siedlungswasserwirtschaft an der
Technischen Universität Braunschweig e. V.

Braunschweig 2021



**Technische
Universität
Braunschweig**

Solare Klärschlamm Trocknung und Desinfektion

Von der
Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades einer
Doktoringenieurin (Dr.-Ing.)
genehmigte

Dissertation

von
Rosa Mareen Dellbrügge
geboren am 19.05.1987
aus Langenhagen

Eingereicht am 20. Juni 2019

Disputation am 17. Juni 2020

Berichterstatter Prof. Dr.-Ing. Norbert Dichtl
Prof. Dr.-Ing. Holger Scheer

Vorwort

Die Konsequenz der ordnungsgemäßen Reinigung von kommunalen, aber auch industriellen Abwässern ist das Entstehen von Klärschlamm. Während früher beim Bau der Kläranlagen in einem ersten Schritt die ordnungsgemäße Schlammbehandlung und -beseitigung oftmals außer Acht gelassen wurde und damit eine sekundäre Umweltbelastung durch die Klärschlämme in Kauf zu nehmen war, wird heute versucht, beim Neubau von Klärwerken gleichzeitig die Klärschlammbehandlung, die als Voraussetzung für eine sichere Klärschlamm-beseitigung anzusehen ist, mit zu planen, zu errichten und in Betrieb zu nehmen.

Für die Entsorgung der behandelten Schlämme bleiben grundsätzlich nur zwei Wege offen, nämlich die Wiederverwertung der nährstoffreichen Schlämme in der Landwirtschaft oder deren Ausschleusung aus dem Stoffkreislauf. Zur Realisierung einer kostengünstigen Entsorgung ist daher oftmals eine weitestgehende Volumenreduzierung d.h. eine weitgehende Entwässerung oder gar eine Trocknung sinnvoll. Letztere ist vor allem dann zu empfehlen, wenn anfallende Schlämme verwertet, gelagert oder über größere Distanzen transportiert werden sollen. Das Wasser mittels Trocknung aus Klärschlamm zu verdampfen ist jedoch ausgesprochen energieaufwändig. Gerade im Zuge von jährlichen UN-Konferenzen, Diskussionen um eine CO₂-Abgabe und einem zunehmenden gesellschaftlichen Bewusstsein, muss jeder Wirtschaftszweig um eine Reduzierung der negativen Umweltauswirkung bemüht sein. Dies betrifft auch die Abwasser- und Schlammbehandlung. Auf Grund ihres geringen zusätzlich benötigten Energiebedarfs kann hier die solare Klärschlamm-trocknung einen wesentlichen Beitrag leisten.

Für die solare Klärschlamm-trocknung existieren, sowohl im deutschen technischen Regelwerk als auch in den international anerkannten Nachschlagewerken, keine einheitlichen Hinweise zur Dimensionierung. Genau an dieser Stelle greift die vorliegende Arbeit von Frau Dr.-Ing. Rosa Dellbrügge an, um einen gesicherten Bemessungsalgorithmus für die solare Klärschlamm-trocknung zu entwickeln, wobei die klimatischen Randbedingungen vollen Einfluss finden. In einem zweiten Teil der Arbeit befasst sich Frau Dellbrügge mit einer Technik, die zur Erreichung eines aus mikrobiologischer Sicht in der Landwirtschaft unbedenklich verwertbaren Klärschlammes führen soll. Hierzu untersucht sie die Leistung und Auswirkung einer von dem Projektpartner Huber SE entwickelten thermischen Desinfektionsschnecke.

Um in Zukunft eine gesichertere Dimensionierung zu ermöglichen, hat Frau Dellbrügge an Standorten in Deutschland, Kolumbien und Polen, Untersuchungen im Labor-, halb- und großtechnischen Maßstab durchgeführt. Die Standorte wurden anhand ihrer klimatischen Randbedingungen gewählt.

Aufbauend auf den klimahydrologischen Modellen aus der Agrarwirtschaft insbesondere ausgehend von der Formel von Wendling, Schelling und Thomä und ergänzt durch ihre eigenen Messergebnisse an den vorgenannten Standorten, konnte Frau Dellbrügge eine Bemessungsformel entwickeln und anhand ihrer Versuchsergebnisse in der Halbtechnik, aber auch an den an den Standorten vorhandenen großtechnischen Anlagen validieren. Hierbei erreichte sie Genauigkeiten von über 90 % in der Halbtechnik und über 80 % in der Großtechnik.

Im Hinblick auf die Desinfektionsleistung zeigt die vorliegende Arbeit auf, dass bereits in der solaren Klärschlamm Trocknung eine nennenswerte Reduktion der pathogenen Keime stattfindet. Coliforme Keime konnten deutlich reduziert, Helmintheneier sicher desinfiziert werden. Aussagen über die Reduktion von Salmonellen konnten nicht getroffen werden, da diese an keinem Standort nachgewiesen werden konnten. Um allerdings den Grenzwert von 1.000 MPN/g sicher zu unterschreiten, erwies sich eine weitergehende Desinfektion z.B. durch weitere thermische Beeinflussung als notwendig.

Ergänzt werden die Aussagen der Arbeit durch eine energetische Betrachtung der solaren Klärschlamm Trocknung, wobei aufgezeigt wird, dass bei einem weltweiten flächendeckenden Einsatz von Solartrocknern anstelle von technischen Trocknern im Jahr 2030 fast 13 Mio. Tonnen CO₂ eingespart werden könnten. Somit kann eine solare Klärschlamm Trocknung einen wesentlichen Baustein auf dem Weg zur Erreichung der globalen Klimaziele darstellen. Für den Bereich der thermischen Desinfektion hingegen ist festzustellen, dass diese zwar eine sichere Entkeimung gewährleistet, aber derzeit unter energetischen Gesichtspunkten weder einen sinnvollen Beitrag zur praktischen Anwendung noch zur Erreichung von Klimazielen darstellt.

Der vorliegenden Arbeit ist ebenfalls zu entnehmen, wann und wie solarthermische Schlamm Trocknungsanlagen sinnvoller Weise errichtet und betrieben werden sollten. In Bezug auf die sachgerechte Betriebsweise gibt Frau Dellbrügge weiterhin wichtige Hinweise für den Sommer- und Winterbetrieb. Die Arbeit zeigt außerdem auf, in welchen Bereichen für Planung, Bau und Betrieb von solaren Trocknungsanlagen weiteres Potential für die zukünftige Forschung zu sehen ist.

In jedem Fall sind die Empfehlungen und Hinweise dieser Arbeit ein wichtiges Hilfsmittel für Ingenieure, die in kalten oder warmen Klimaten solare Klärschlamm Trockner realisieren wollen.

Die Arbeit von Frau Dellbrügge entstand im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens EXPOVAL (Exportorientierte FuE im Bereich Abwasser - Validierung an technischen Anlagen, Unterverbund 6: Klärschlammmanagement). Abschließend möchte ich auch allen Projektbeteiligten, insbesondere dem

Bundesministerium für Bildung und Forschung, für die fachliche, organisatorische und finanzielle Unterstützung danken.

Braunschweig, im November 2020

Prof. Dr.-Ing. Norbert Dichtl

Kurzfassung

In Deutschland wird die solare Klärschlamm Trocknung überwiegend auf Kläranlagen mit bis zu 10.000 Einwohnerwerten eingesetzt. Aber auch auf größeren Kläranlagen werden zunehmend Solartrockner gebaut, wenn auch überwiegend mit Fremdwärmeeinsatz. Weltweit sind derzeit rund 400 Solartrockner im Einsatz, wobei die größte Anlage den Klärschlamm von 820.000 Personen trocknet. Trotz dieses weiten Einsatzfeldes existiert weder im deutschen noch im internationalen Regelwerk eine einheitliche Dimensionierungsregel.

Ziel der vorliegenden Arbeit war die Entwicklung von Bemessungsregeln für die solare Klärschlamm Trocknung auf Basis aktuell genutzter Verdunstungsmodelle. Dafür wurde das Trocknungsverhalten von Klärschlamm in einer halbtechnischen Solartrocknungsanlage im Batchbetrieb bei unterschiedlichen klimatischen Randbedingungen und Betriebseinstellungen untersucht.

In den Untersuchungen zeigte sich, dass v.a. der Energieeintrag aus Globalstrahlung und Zusatzheizung, die Lufttemperatur sowie die relative Luftfeuchtigkeit das Trocknungsverhalten beeinflusste. Diese Parameter fanden Eingang in die Berechnung der potenziellen Verdunstung. Die notwendige Trocknungsfläche wird anschließend aus der potenziellen Verdunstung und der aus dem Klärschlamm zu verdunstenden Wassermenge berechnet. Mit der Variation von Parametern wie Schichthöhe, Lüftung oder Rückmischungsanteil getrockneten Schlamms kann im Anlagenbetrieb auf tägliche Schwankungen reagiert werden. Die energetische Betrachtung zeigte, dass durch den weltweiten Einsatz von Solar- anstelle von technischen Trocknern jährlich bis zu 13 Mio. t CO₂ eingespart werden könnten.

Wird Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet, fordern viele Länder eine Desinfektion. Untersuchungen dazu wurden an einer neu entwickelten Anlage zur thermischen Desinfektion von solar getrocknetem Klärschlammgranulat durchgeführt. Es zeigte sich, dass der von der US-Umweltbehörde EPA für Class A biosolids geforderte Grenzwert erreicht werden konnte, allerdings bei höheren Temperaturen und längeren Aufenthaltszeiten als von der EPA benannt.

Die Untersuchungen zeigten, dass mit der solaren Klärschlamm Trocknung in den untersuchten Klimazonen ein guter Behandlungserfolg erzielt werden konnte und die entwickelten Bemessungsregeln für alle untersuchten Standorte geeignet sind. Durch den zusätzlichen Einsatz einer thermischen Desinfektionsanlage konnte das getrocknete Granulat anschließend sicher für eine landwirtschaftliche Verwertung desinfiziert werden.

Abstract

In Germany, solar drying of sewage sludge is mainly used at wastewater treatment plants with a population equivalent of up to 10,000 PE. However, solar dryers are also increasingly built on larger wastewater treatment plants, mostly using additional external heat sources. At the time of this research project, about 400 solar dryers were in use worldwide, the largest plant treating sewage sludge of 820,000 people. Despite this wide field of application, neither German nor international technical standards with standardized design rules exist.

The aim of this thesis was the development of design rules for solar drying plants on the basis of currently used evaporation models. For this purpose, drying behaviour of sewage sludge in a pilot-plant solar dryer operated in batch mode with varying climatic conditions and operational settings was investigated.

During the investigations, energy input from global solar radiation and additional heating, as well as air temperature and relative humidity were found to be the major factors for influencing drying behaviour. Thus, these parameters were considered for calculating potential evaporation. The required drying area is subsequently calculated from the potential evaporation and the amount of water that must be evaporated from sewage sludge. By adapting parameters such as layer thickness, air exchange rate or proportion of dried sludge that is mixed back, it is possible to react to daily fluctuations in plant operation. Energy calculations showed that the worldwide use of solar dryers instead of technical dryers could save up to 13 million t CO₂ per year.

If dried sewage sludge is to be reused in agriculture, many countries demand sludge disinfection as a prior treatment step. Thus additionally, investigations concerning sludge disinfection were carried out on a newly developed pilot plant for thermal disinfection of solar dried sewage sludge granulate. Research results showed that the limit values for Class A biosolids defined by the US Environmental Protection Agency EPA could only be met using higher temperatures and longer retention times than originally specified by the EPA.

Investigations showed that solar drying was able to achieve good treatment results in the investigated climate zones and that the developed design rules were suitable for all investigated sites. Using the additional thermal disinfection plant, the dried granulate could subsequently be safely disinfected for agricultural reuse.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Veranlassung	1
1.1	Allgemeines	1
1.2	Nachhaltigkeitsziele der UN	2
2	Grundlagen der Klärschlamm Trocknung	5
2.1	Entfernung von Wasser aus Klärschlamm	5
2.2	Rechtliche Grundlagen der Klärschlammbehandlung	6
2.3	Physikalische Grundlagen der Klärschlamm Trocknung	13
2.4	Technische Realisierung - Trocknungsverfahren	17
2.4.1	Kontakt Trockner	18
2.4.2	Konvektion Trockner	20
2.4.3	Zusammenfassung Trocknungsverfahren	22
2.4.4	Funktionsprinzip der solaren Klärschlamm Trocknung	23
2.5	Bemessungsgrundlagen der solaren Klärschlamm Trocknung	27
2.5.1	Klimahydrologische Modelle	27
2.5.2	Einflussfaktoren für die Bemessung von solaren Trocknungsanlagen ...	35
3	Grundlagen der Desinfektion	39
3.1	Pathogene Mikroorganismen	39
3.1.1	Bakterien	40
3.1.2	Viren	41
3.1.3	Protozoen	42
3.1.4	Parasiten	42
3.1.5	Indikatororganismen	45
3.2	Rechtliche Grundlagen	46
3.2.1	Deutschland	47
3.2.2	Europäische Union	48
3.2.3	USA	50
3.2.4	Kolumbien	53

3.2.5	WHO	53
3.2.6	Temperatur-Zeit-Vorgaben	54
3.3	Desinfektionsmethoden	55
3.3.1	Thermische Behandlung	56
3.3.2	Trocknung	58
3.3.3	pH-Wert-Verschiebung	58
3.3.4	Ionisierende Strahlung	59
3.3.5	Trocknung, Lagerung und Temperaturerhöhung in der solaren Klärschlamm Trocknung	59
4	Material und Methoden der solaren Klärschlamm Trocknung und Desinfektion	61
4.1	Standorte	61
4.2	Versuchsanlage SKT	65
4.3	Durchführung der Versuche zur solaren Klärschlamm Trocknung	67
4.3.1	Großtechnik	67
4.3.2	Versuchsanlage	67
4.4	Versuchsanlage zur thermischen Desinfektion	70
4.5	Durchführung der Untersuchungen zur Desinfektion	72
4.5.1	Im Solartrockner	72
4.5.2	In der Schnecke	73
4.6	Analysemethoden	74
5	Ergebnisse der Untersuchungen zur solaren Klärschlamm Trocknung	80
5.1	Ergebnisdarstellung	80
5.1.1	Allgemeines	80
5.1.2	Schlammherkunft und vorhergehende Schlammbehandlung	83
5.1.3	Bestrahlung	87
5.1.4	Lufttemperatur	90
5.1.5	Relative Luftfeuchtigkeit	94
5.1.6	Trocknungsdauer	98

5.1.7 Schichthöhe	99
5.1.8 Wendeintervall	101
5.1.9 Zusatzheizung.....	102
5.1.10 Luftwechsel	107
5.1.11 Rückmischung von getrocknetem Klärschlamm	109
5.1.12 Staubemissionen	110
5.1.13 Nähr- und Schadstoffe	111
5.2 Bemessung einer solaren Klärschlamm Trocknung	115
5.2.1 Vergleich der Messdaten mit den verschiedenen klimahydrologischen Modellen	115
5.2.2 Ablauf der Bemessung.....	117
6 Ergebnisse der Untersuchungen zur Desinfektion.....	122
6.1 Desinfektion in der solaren Klärschlamm Trocknung	122
6.1.1 Ergebnisdarstellung	122
6.1.2 Bewertung.....	123
6.2 Weitergehende Desinfektion in der Schnecke	123
6.2.1 Voruntersuchungen.....	124
6.2.2 Ergebnisdarstellung Halbtechnik.....	124
6.3 Schlussfolgerung zur Desinfektion.....	132
7 Energetische Betrachtung Trocknung.....	135
7.1 Eingangsgrößen	135
7.1.1 Allgemeine Annahmen.....	135
7.1.2 Annahmen zum Baumaterial.....	136
7.1.3 Energieeinsatz	136
7.2 Bemessung der solaren Klärschlamm Trocknung.....	137
7.3 Bemessung des Bandrockners	139
7.4 Vergleich zwischen Solartrocknung und Bandrocknung	139
7.5 Skalierung: Welt.....	144
8 Zusammenfassung und Ausblick.....	147
Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen, Symbole und Einheiten.....	152

Abkürzungen	152
Formelzeichen.....	155
Griechische Buchstaben	156
Indices	156
Literaturverzeichnis	157
Abbildungsverzeichnis	170
Tabellenverzeichnis	174

1 Einleitung und Veranlassung

1.1 Allgemeines

Die Behandlung und Verwertung von Klärschlamm unterliegt einem stetigen Wandel. In Deutschland führt die im Jahr 2017 novellierte Klärschlammverordnung zu einem Rückgang der landwirtschaftlichen Verwertung und eine zunehmende thermische Verwertung von Klärschlamm zu längeren Transportwegen. In den osteuropäischen EU-Mitgliedsstaaten führt das geltende EU-Recht zu einem höheren Anschlussgrad der Bevölkerung an Kläranlagen und somit zu einem erhöhten Klärschlammaufkommen. Auch in Entwicklungs- und Schwellenländern rückt die Abwasserbehandlung zunehmend in den Fokus, insbesondere seit die Vereinten Nationen 2015 die Nachhaltigkeitsziele formuliert haben. So ist insgesamt zukünftig mit größeren Klärschlamm-mengen zu rechnen.

Soll der auf Kläranlagen anfallende Roh- oder Faulschlamm verwertet, gelagert oder über größere Distanzen transportiert werden, ist eine Trocknung zu empfehlen. Das Wasser mittels Trocknung aus dem Klärschlamm zu verdampfen ist jedoch sehr energieaufwändig. Gerade im Zuge von jährlichen UN-Klimakonferenzen, Diskussionen um eine CO₂-Abgabe und einem zunehmenden gesellschaftlichen Bewusstsein sollte jeder Wirtschaftszweig um eine Reduzierung der negativen Umweltauswirkungen bemüht sein, dies betrifft auch die Abwasserbehandlung. Die solare Klärschlamm-trocknung zeigt sich aufgrund eines geringen Energiebedarfs vielversprechend, hier einen Beitrag zu leisten. In Untersuchungen von Bauerfeld et al. (2010) sowie Bauerfeld (2012) zeigte sich die solare Klärschlamm-trocknung (SKT) in Bezug auf den Behandlungserfolg und die Wirtschaftlichkeit sowohl im gemäßigten Klima als auch zum Einsatz unter anderen klimatischen Randbedingungen als besonders geeignetes Verfahren.

Für die solare Klärschlamm-trocknung existieren sowohl im deutschen technischen Regelwerk als auch in den international anerkannten Nachschlagewerken zur Klärschlammbehandlung keine einheitlichen Hinweise zur Dimensionierung. Allgemeine Verfahrensbeschreibungen sind u. a. dem Merkblatt „Klärschlamm-trocknung“ (ATV-DVWK-M 379, 2004) oder Metcalf & Eddy (2013) zu entnehmen. Der Entwurf des Merkblattes (DWA-M 379, 2019) gibt neben der Verfahrensbeschreibung auch Hinweise zu Konstruktion und Betrieb eines Solartrockners, jedoch weiterhin keine Bemessungsregeln.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist daher die Entwicklung eines Bemessungsansatzes für die solare Klärschlamm Trocknung, der nicht nur im gemäßigten Klima des mitteleuropäischen Raums anwendbar ist, sondern auch auf warme und kalte Klimaregionen übertragbar ist. Grundlage für die Ermittlung des Bemessungsansatzes sind Messergebnisse aus Untersuchungen an halb- und großtechnischen Solartrocknern in Deutschland, Polen und Kolumbien. Diese wurden im Rahmen des vom BMBF geförderten Projektes EXPOVAL „Exportorientierte Forschung und Entwicklung im Bereich Abwasser – Validierung an technischen Anlagen“ (BMBF-Förderkennzeichen 02WA1252P) durchgeführt.

Bei den vorliegenden Ausführungen steht ein verwertungsorientiertes Klärschlammmanagement im Vordergrund, das eine Rückführung von im Klärschlamm enthaltenen Wertstoffen in den Stoffkreislauf einer Beseitigung vorzieht. Dies setzt voraus, dass die Konzentrationen an Schadstoffen sowie pathogenen Mikroorganismen im behandelten Klärschlamm vertretbar niedrig sind und die enthaltenen Nährstoffe in pflanzenverfügbarer Form vorliegen.

Zur Erreichung eines aus mikrobiologischer Sicht landwirtschaftlich verwertbaren Klärschlammes soll die Desinfektionsleistung in der solaren Klärschlamm Trocknung untersucht werden. Zur weitergehenden Desinfektion von solar getrocknetem Klärschlammgranulat wurde von dem Projektpartner HUBER SE eine thermische Desinfektionsschnecke entwickelt. An dieser sollen die Betriebsbedingungen (Temperatur, Aufenthaltszeit, erreichbarer Trockenrückstand) ermittelt werden, bei denen eine gesicherte Desinfektion der pathogenen Mikroorganismen stattfindet.

1.2 Nachhaltigkeitsziele der UN

Im Jahr 2015 haben die 193 Mitgliedsstaaten der Vereinten Nationen (UN) die Erklärung „Transforming Our World: 2030 Agenda for Sustainable Development“ verabschiedet. Diese beinhaltet 17 Nachhaltigkeitsziele (SDGs) mit 169 Unterzielen und soll zu einem guten Lebensstandard für alle Menschen führen. Das Ziel 6 beinhaltet die Themen Wasser, Sanitär und Hygiene. So besagt das Unterziel 6.2, dass bis 2030 alle Menschen einen adäquaten und gerechten Zugang zu Sanitäreinrichtungen haben sollen und die offene Defäkation beendet werden soll. Im Bezugsjahr 2015 hatten lediglich 68 % der Weltbevölkerung Zugang zu einer sicheren Entsorgung oder Basisentsorgung. Die restlichen 2,3 Mrd. Menschen nutzten Gemeinschaftstoiletten, „unimproved“ Sanitäreinrichtungen oder praktizierten die offene Defäkation. Insbesondere in Ländern des globalen Südens (Subsahara-Afrika, Zentral- und Südasien, Ozeanien) ist der Zugang zu Sanitäreinrichtungen nicht flächendeckend vorhanden. Abbildung 1 zeigt die

regionale Verteilung des Zugangs zu Sanitäreinrichtungen. Die Definition der Bewertungsstufen findet sich in Tabelle 1. (WHO & UNICEF, 2017)

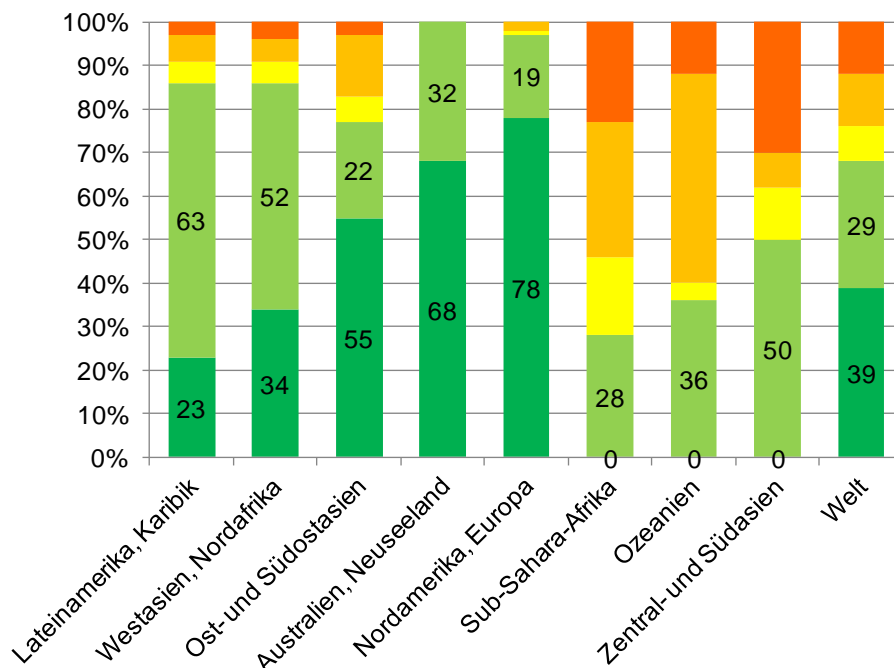


Abbildung 1: Regionale Abdeckung mit Sanitärversorgung 2015, nach (WHO & UNICEF, 2017)

Tabelle 1: Definition der Bewertungsstufen (WHO & UNICEF, 2017)

SERVICE LEVEL	DEFINITION
SAFELY MANAGED	Use of improved facilities that are not shared with other households and where excreta are safely disposed in situ or transported and treated offsite
BASIC	Use of improved facilities that are not shared with other households
LIMITED	Use of improved facilities shared between two or more households
UNIMPROVED	Use of pit latrines without a slab or platform, hanging latrines or bucket latrines
OPEN DEFECATION	Disposal of human faeces in fields, forests, bushes, open bodies of water, beaches or other open spaces, or with solid waste
<i>Note: improved facilities include flush/pour flush to piped sewer systems, septic tanks or pit latrines; ventilated improved pit latrines, composting toilets or pit latrines with slabs</i>	

Um das Ziel einer vollständigen Versorgung bis 2030 zu erreichen, müssten jährlich rund 2 % der Bevölkerung neu mit Sanitäreinrichtungen versorgt werden, hinzu kommt, dass die absolute Zahl durch Bevölkerungswachstum jedes Jahr größer ausfällt. In den Jahren 2000-2015 stieg der Anteil der Menschen mit einer

Grundversorgung jedoch lediglich um 0,63 Prozentpunkte pro Jahr. Somit ist keine der betrachteten Regionen auf dem Weg, die Ziele zu erreichen. (WHO & UNICEF, 2017)

Werden nun alle Menschen mit adäquater Sanitäreinrichtung versorgt, wird neben dem gesammelten und behandelten Abwasser entsprechend mehr Klärschlamm produziert. Dieser muss dann, wie das Abwasser, sicher behandelt und verwertet werden. Hier kann die solare Klärschlamm Trocknung einen Beitrag zur Erreichung der SDGs leisten. Aufgrund der relativ frei wählbaren Durchsätze können auch kleine Schlamm mengen behandelt werden. Ein dezentraler Einsatz mit kurzen Transportwegen wird so ermöglicht. Ein weiterer Vorteil liegt in der technischen Einfachheit des Verfahrens. Der zu trocknende Klärschlamm sollte stabilisiert, mindestens aber teilstabilisiert sein, um Abbauprozesse und damit verbundene Geruchsbildung zu vermeiden. Technisch ist es somit möglich, anaerob behandelten Schlamm aus Septic Tanks oder Dewats-Anlagen (nach ausreichender Entwässerung) sowie kompostierte Fäkalien aus Latrinen zu trocknen. Hierbei ist jedoch auf einen ausreichenden Arbeitsschutz zu achten. Das getrocknete Klärschlammgranulat kann anschließend gut gelagert werden, so dass die im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe bedarfsgerecht in die Landwirtschaft gebracht werden können.

2 Grundlagen der Klärschlamm-trocknung

2.1 Entfernung von Wasser aus Klärschlamm

Der bei der Abwasserreinigung anfallende Klärschlamm enthält nach der Stabilisierung noch rund 99 % Wasser, für eine weitere Verwertung oder den Transport über längere Distanzen ist dies nicht geeignet. Mittels Eindickung und Entwässerung kann über mechanische Verfahren freies Wasser entfernt werden. Der Wassergehalt reduziert sich so auf 65 % bis 80 %. Das nun noch im Schlamm befindliche gebundene Wasser kann lediglich über thermische Verfahren entfernt werden, an dieser Stelle greift die Trocknung an. Abbildung 2 veranschaulicht die Volumenverminderung bei der Abtrennung von Schlammwasser.

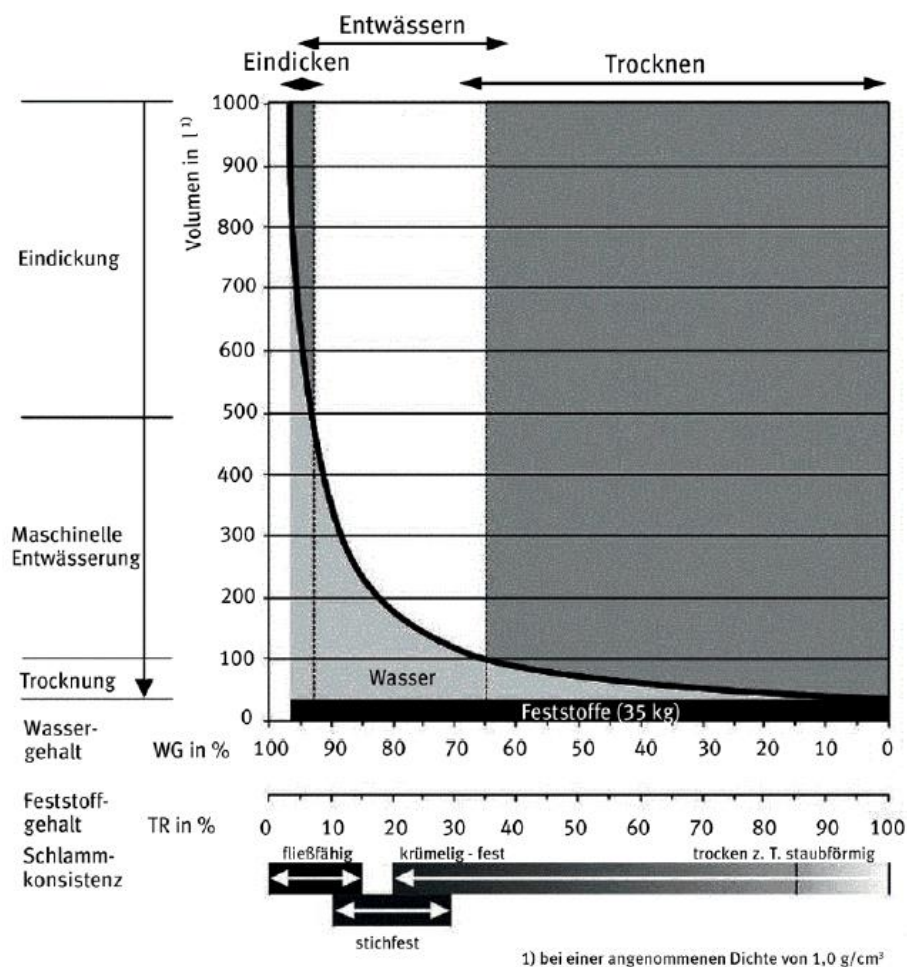


Abbildung 2: Volumenverminderung durch Abtrennung von Schlammwasser (DWA-M 366, 2013)

Neben der Verringerung der Klärschlamm-mengen sind die Anhebung des Heizwertes sowie die Verbesserung der Lager- und Transportfähigkeit Ziele der Trocknung (Wiechmann et al., 2013).

Unterschiedliche Verwertungswege (Landwirtschaft, Mono- und Mitverbrennung) sowie die Transportentfernung zur Verwertung stellen unterschiedliche Anforderungen an den Trocknungsgrad des Klärschlammes und sollten daher bei der Planung berücksichtigt werden. Für entwässerten Klärschlamm ist ein Transport bis zu 100 km wirtschaftlich, sollen längere Strecken überwunden werden, ist eine Trocknung unablässig (Amt der NÖ Landesregierung, 2010).

2.2 Rechtliche Grundlagen der Klärschlammbehandlung

Die Behandlung, Verwertung und Entsorgung von Klärschlamm wird über eine Vielzahl von Gesetzen und Verordnungen auf Bundes- und EU- sowie teilweise auf Landes-Ebene geregelt. Eine Übersicht der aktuell geltenden Rechtsgrundlagen zeigt Tabelle 2.

Tabelle 2: Rechtsgrundlagen Klärschlammbehandlung

Regelungsinhalt	Rechtsgrundlage	Erlassen durch
Entsorgung allgemein	Kreislaufwirtschaftsgesetz	Bund
Landwirtschaftliche Verwertung	Klärschlammrichtlinie	EU
	Klärschlammverordnung	Bund
	Abfallwirtschaftsplan	Land
	Düngegesetz	Bund
	Düngemittelverordnung	Bund
	Düngeverordnung	Bund
	Bundes-Bodenschutzverordnung	Bund
Thermische Verwertung	Bundes-Immissionsschutzgesetz	Bund
	Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen (17. BImSchV)	Bund
	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft	Bund
Entsorgung	Kreislaufwirtschaftsgesetz	Bund
	Deponieverordnung	Bund
	Richtlinie über Abfalldeponien	EU
Haftung	Klärschlammmentschädigungsfonds	Bund
Export	Abfallverbringungsverordnung	EU

Nach § 3 Abs. 1 (AbwV, 1997) der Abwasserverordnung „darf Abwasser in ein Gewässer nur eingeleitet werden, wenn die Schadstofffracht [...] so gering gehalten wird, wie dies [...] möglich ist.“ Dies schreibt eine zwingende Abwasserreinigung vor, bei der im Reinigungsprozess Klärschlämme entstehen. Das Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG, 2012) führt in § 11 Klärschlamm explizit als Abfall auf und ermächtigt die Bundesregierung, Rechtsverordnungen zur Verwertung von Klärschlämmen zu erlassen. Die Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 2017) übernimmt entsprechend den Begriff „Abfall“ und definiert Klärschlämme in § 2 Abs. 2 AbfKlärV als aus organischen und mineralischen Stoffen bestehende Abfälle einer Abwasserbehandlungsanlage mit Ausnahme von Rechen-, Sieb- und Sandfangrückständen. Auch wenn dieser Abfall entwässert, getrocknet, in Pflanzenbeeten oder sonstiger Form behandelt worden ist, bleibt er Klärschlamm. Die Richtlinie 86/278/EWG (1986) des Rates der EU schreibt vor, dass Klärschlämme vor der Verwendung in der Landwirtschaft behandelt werden. Die Mitgliedstaaten können jedoch Bedingungen festlegen, unter denen auch unbehandelte Schlämme landwirtschaftlich verwertet werden. Unter den Begriff „Behandlung“ fallen nach Artikel 2 Abs. b) biologische, chemische und thermische Verfahren, die langfristige Lagerung oder andere vergleichbare Verfahren. Die Behandlungsverfahren müssen nur dazu führen, dass die Zersetzbarkeit der Schlämme und die mit ihrer Verwendung verbundenen hygienischen Nachteile weitgehend verringert werden. Die AbfKlärV schreibt in § 15 Abs. 1 vor, dass ausschließlich Klärschlamm aus Abwasserbehandlungsanlagen landwirtschaftlich verwendet werden darf, eine Verwertung von Rohschlamm ist nicht zulässig. Rohschlamm wird in § 2 Abs. 3 AbfKlärV als „nicht stabilisierter oder teilstabilsierter Schlamm“ definiert, Verfahren zur Stabilisierung werden aber weder vorgeschlagen noch vorgeschrieben.

Wird ein Klärschlamm nach der Stabilisierung getrocknet, können Emissionen entstehen und in die Umwelt abgegeben werden. Die Emissionen, die von einer Anlage zur Trocknung von Klärschlamm ausgehen dürfen, sind in der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (TA Luft, 2002) im Abschnitt 5.4.8.10.2 geregelt. Allerdings haben die Inhalte nicht direkt Außenwirkung auf den Anlagenbetreiber, sondern müssen durch die Genehmigungsbehörde vorgeschrieben werden. Handelt es sich bei der Klärschlamm-trocknung nach (4. BImSchV, 2013) um eine genehmigungsbedürftige Anlage, gelten sowohl die Anforderungen zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen als auch die Anforderungen zur Vorsorge gegen schädliche Umwelteinwirkungen der TA Luft. In diesem Falle sind Abgase an der Entstehungsstelle, das bedeutet bereits im Trockner oder bei Ableitung aus der Einhausung, zu erfassen

und einer Abgasreinigungseinrichtung zuzuführen. Nach der Abgasreinigung sind die in Tabelle 3 dargestellten Emissionswerte einzuhalten, in der Genehmigung ist jeweils der Konzentrations- oder Frachtwert festzulegen.

Ist die Klärschlamm Trocknungsanlage nicht nach 4. BImSchV genehmigungsbedürftig, sind nur die Schutzanforderungen der TA Luft zu erfüllen, eine Abgasreinigung muss dann nicht zwingend vorgeschrieben werden.

Tabelle 3: Maximal erlaubte Emissionen der Klärschlamm Trocknung nach 5.4.8.10.2 TA Luft

	Konzentration	Fracht/Massenstrom
Staub	10 mg/m ³	-
Ammoniak	20 mg/m ³	0,10 kg/h
Gasförmige anorganische Chlorverbindungen	20 mg/m ³ Angabe als Chlorwasserstoff	0,10 kg/h
Organische Stoffe	20 mg/m ³ Angabe als Gesamtkohlenstoff	-
Geruchsintensive Stoffe	500 GE/m ³	-

In Anhang 1 der Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen (4. BImSchV, 2013) ist unter Punkt 8.10.2 geregelt, dass für „Anlagen zur physikalisch-chemischen Behandlung, insbesondere zum Destillieren, Trocknen oder Verdampfen, mit einer Durchsatzkapazität an Einsatzstoffen“ unter 10 Tonnen am Tag keine Genehmigung nach BImSchG notwendig ist, sofern es sich um nicht gefährlichen Abfall handelt. Schlämme aus der Behandlung von kommunalem Abwasser werden in der Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (AVV, 2001) unter dem Abfallschlüssel 19 08 05 geführt und sind nicht als gefährlich gekennzeichnet. Erreicht eine Klärschlamm Trocknung den Durchsatz von mindestens 10 Tonnen pro Tag nicht, reicht eine Baugenehmigung zur Errichtung aus. Bei einer Durchsatzkapazität von 10 bis weniger als 50 Tonnen je Tag ist eine Genehmigung im vereinfachten Verfahren nach § 19 BImSchG ohne Öffentlichkeitsbeteiligung notwendig. Bei einer Behandlung von 50 Tonnen und mehr je Tag ist ein förmliches Genehmigungsverfahren nach § 10 BImSchG mit Öffentlichkeitsbeteiligung gefordert. Beteiligung der Öffentlichkeit bedeutet hier, dass die vollständigen Genehmigungsantragsunterlagen öffentlich ausgelegt

werden, persönlich Betroffene und anerkannte Vereinigungen können Einwendungen erheben. Nach Ermessen der Genehmigungsbehörde können die Einwendungen erörtert werden. Der Genehmigungsbescheid wird allen Verfahrensbeteiligten zugestellt bzw. öffentlich bekanntgemacht.

Gleichzeitig fallen Klärschlamm Trocknungsanlagen für eine Durchsatzkapazität von 50 Tonnen oder mehr unter die europäische Industrie-Emissions-Richtlinie (2010/75/EU, 2010). In diesem Falle muss unter anderem nach Artikel 23 die überwachende Behörde je nach Risikostufe alle ein bis drei Jahre eine Umweltinspektion bei der betreffenden Anlage durchführen. Der nach der Vor-Ort-Besichtigung anzufertigende Inspektionsbericht ist der Öffentlichkeit zugänglich zu machen. Zudem müssen die Anlagenbetreiber nach Artikel 14, Abs. 1, Nr. d) mindestens jährlich gegenüber der Behörde über die Ergebnisse der Emissionsüberwachung berichten. Die Industrieemissionsrichtlinie wurde mit dem Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie über Industrieemissionen (IndEmissRLUG, 2013) in deutsches Recht umgesetzt und führte zu Änderungen unter anderem im BImSchG, WHG und KrWG.

Für die Genehmigungsbedürftigkeit einer Klärschlamm Trocknung nach BImSchG ist Voraussetzung, dass sie separat von der Abwasserbehandlung betrieben wird. Besteht ein Zusammenhang zwischen Klärschlamm Trocknung und Abwasserbeseitigung, ist eine Genehmigung nach Wasserhaushaltsgesetz (WHG, 2009) notwendig.

Nach § 1, Abs. 2 Satz 1 WHG umfasst die Abwasserbeseitigung auch „das Entwässern von Klärschlamm in Zusammenhang mit der Abwasserbeseitigung“. In der üblichen Auslegung der Norm ist unter Klärschlamm Entwässerung „jeder Wasserentzug aus dem bei der Abwasserbeseitigung [...] anfallenden Schlamm zu verstehen“ (Czychowski & Reinhardt, 2014). Czychowski & Reinhardt (2014) zählen neben der Reduktion des Wassergehalts auf mechanische Weise auch den thermischen Weg durch künstliche Erhitzung auf. Somit kann auch die Trocknung als Teil der Entwässerung im rechtlichen Sinne gesehen werden. Der Zusammenhang zwischen Trocknung und Abwasserbeseitigung ist dann gegeben, wenn zwischen beiden ein räumlicher oder funktioneller Zusammenhang besteht (Czychowski & Reinhardt, 2014). Nähere Ausführungen zum räumlichen und funktionellen Zusammenhang zwischen Entwässerung und Abwasserbeseitigung sind in OVG NW (2017) zu finden. Wird die Klärschlamm Trocknung nach Wasserrecht genehmigt und zählt somit als Abwasseranlage, ist diese nach § 60, Abs. 1 WHG nach dem Stand der Technik zu errichten, zu betreiben und zu unterhalten. Unter anderem die TA Luft definiert für Emissionen den Stand der

Technik, entsprechend soll auch bei einer wasserrechtlichen Genehmigung die Einhaltung dieser Grenzwerte gefordert werden.

Für die anschließende Klärschlammverwertung fordert § 3 Abs. 1 AbfKlärV, dass der Klärschlamm – in Anbetracht der technischen und wirtschaftlichen Zumutbarkeit – möglichst hochwertig zu verwerten ist, die Rückgewinnung und Rückführung von Phosphor in den Wirtschaftskreislauf ist anzustreben. Möglich sind in Deutschland die landwirtschaftliche und die thermische Verwertung. Die landwirtschaftliche Verwertung ist ab dem Jahr 2032 jedoch lediglich für Klärschlamm aus Kläranlagen mit maximal 50.000 EW erlaubt. Eine Desinfektion ist für die landwirtschaftliche Verwertung nicht vorgeschrieben, diesbezüglich wird auf die Düngemittelverordnung (DüMV, 2012) verwiesen. Die DüMV definiert, dass die Seuchenhygiene nicht eingehalten ist, wenn in 50 g Probenmaterial Salmonellen gefunden werden.

Wird der Klärschlamm nach der Behandlung landwirtschaftlich verwertet, gelten neben der AbfKlärV das Düngegesetz und die Düngemittelverordnung. Die AbfKlärV regelt die Anforderungen sowohl an den aufzubringenden Klärschlamm als auch an den Boden. Zweck der Regelung sind nach 86/278/EWG (1986), schädliche Auswirkungen auf Böden, Vegetation, Tier und Mensch zu verhindern und eine einwandfreie Verwendung von Klärschlamm zu fördern. Daher werden entsprechende Grenzwerte und Untersuchungspflichten vorgeschrieben. Die Grenzwerte für die Klärschlamm-inhaltsstoffe werden in der DüMV und der AbfKlärV festgeschrieben, die Grenzwerte der Bodenuntersuchungen in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999), alle Untersuchungshäufigkeiten werden in der AbfKlärV geregelt. Eine Zusammenstellung der Untersuchungshäufigkeit und Grenzwerte von Klärschlamm und Boden findet sich in Tabelle 4.

Tabelle 4: Untersuchungshäufigkeit und Grenzwerte von Klärschlamm und Boden

Parameter	Klärschlammuntersuchung		Bodenuntersuchung	
	Häufigkeit	Grenzwert	Häufigkeit	Grenzwert (mg/kg TR)
Arsen	je angefangene 250 Tonnen Trockenmasse höchstens einmal monatlich	4 mg/kg TR ^{a)}	Mind. Alle 10 Jahre	Kein Grenzwert
Blei		40 mg/kg TR ^{a)}		40 / 70 / 100 ^{c), d)}
Cadmium		1,5 mg/kg TR ^{a)}		0,4 / 1 / 1,5 ^{c), d)}
Chrom		- ^{a)}		30 / 60 / 100 ^{c), d)}
Chrom(VI)		2 mg/kg TR ^{a)}		Kein Grenzwert
Kupfer		0,9 % der TM ^{a)}		20 / 40 / 60 ^{c), d)}
Nickel		80 mg/kg TR ^{a)}		15 / 50 / 70 ^{c), d)}
Quecksilber		1,0 mg/kg TR ^{a)}		0,1 / 0,5 / 1 ^{c), d)}
Thallium		1,0 mg/kg TR ^{a)}		Kein Grenzwert
Zink		4.000 mg/kg TR ^{b)}		60 / 150 / 200 ^{c), d)}
AOX		400 mg/kg TR ^{b)}	Keine Untersuchungspflicht	
N _{gesamt} , NH ₄		Untersuchungspflicht, aber keine Grenzwerte nach DüMV, AbfKlärV	Keine Untersuchungspflicht	
Phosphor			Mind. Alle 10 Jahre	Kein Grenzwert
TR			Keine Untersuchungspflicht	
oTR			Keine Untersuchungspflicht	
basisch wirksame Stoffe (als Calciumoxid)			Keine Untersuchungspflicht	
Eisen			Keine Untersuchungspflicht	
pH-Wert			Mind. Alle 10 Jahre	Kein Grenzwert
polychlorierte Biphenyle	Mind. Alle 2 Jahre	0,1 mg/kg TR ^{b)}	Mind. Alle 10 Jahre	0,1 ^{c), e)} 0,05 ^{c), f)}
polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane		Summe Dioxine 30 ng ^{a)}	Keine Untersuchungspflicht	
Benzo(a)pyren		1 mg/kg TR ^{b)}	Mind. Alle 10 Jahre	1 ^{c), e)} 0,3 ^{c), f)}
polyfluorierte Verbindungen		0,1 mg/kg TR ^{a)}	Keine Untersuchungspflicht	
Polycycl. Aromatische Kohlenwasserstoffe				10 ^{c), e)} 3 ^{c), f)}

a) DüMV, b) AbfKlärV, c) BBodSchV, d) je nach Bodenart (Sand, Lehm/Schluff, Ton), e) Humusgehalt > 8 %, f) Humusgehalt ≤ 8 %

Klärschlamm genügt der Definition von Düngemitteln nach § 2 Satz 1 Nr. 1 DüngG, wird jedoch nicht explizit aufgeführt, allerdings führt § 11 DüngG den Klärschlamm-Entschädigungsfonds auf. Dieser wurde errichtet, um die durch die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen entstehenden Schäden an Personen und Sachen sowie sich daraus ergebende Folgeschäden zu ersetzen. Das DüngG verpflichtet Klärschlammerzeuger, Beiträge für den Fonds zu leisten und ermächtigt das Bundeslandwirtschaftsministerium im Einvernehmen mit dem Bundesumwelt- und Bundeswirtschaftsministerium, detaillierende Rechtsverordnungen zu erlassen. Diese wurden in der Verordnung über den Klärschlamm-Entschädigungsfonds (KlärEV, 1998) umgesetzt. Diese regelt die Beiträge zum sowie Entschädigungsleistungen durch den Klärschlammentschädigungsfonds.

Das Düngegesetz (DüngG, 2009) ermächtigt das Bundeslandwirtschaftsministerium, Rechtsverordnungen zu Inverkehrbringen, Probenahme und Analyse von Düngemitteln sowie zur Umsetzung von Richtlinien und Beschlüssen der EU zu erlassen. Die Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (DüMV, 2012) wurde auf dieser Grundlage erlassen und führt in Anlage 2, Tabelle 7, Zeile 7.4.3 Klärschlamm als Düngemittel. Des Weiteren wird an dieser Stelle die Zugabe weiterer Stoffe wie Kalk, Bioabfälle und andere Schlämme begrenzt. Auch die Zugabe synthetischer Polymere, die überwiegend zur Konditionierung eingesetzt werden, wird in der DüMV geregelt. Konditionierungsmittel fallen hier unter die Definition „Aufbereitungshilfsmittel“, für die nach der aktuell gültigen Fassung von 2017 in Anhang 2, Tabelle 8.1, Zeile 8.1.3 eine Begrenzung vorgeschrieben ist. Seit dem 01.01.2019 dürfen maximal 45 kg Wirksubstanz pro Hektar innerhalb von drei Jahren ausgebracht werden. Nach § 9a DüMV müssen die Anforderungen an synthetische Polymere bis zum 31. Dezember 2019 überprüft werden. Es wird bewertet, ob Änderungen der Anforderungen zur Erfüllung der in § 1 DüngG genannten Zwecke notwendig sind. Die Zwecke des DüngG sind, die Ernährung der Pflanzen sicherzustellen, die Fruchtbarkeit des Bodens zu erhalten und zu verbessern sowie Gefahren für die Gesundheit von Menschen vorzubeugen oder abzuwenden.

Auch die Düngeverordnung (DüV, 2017) benennt Klärschlamm nicht explizit. Dass die Rechtsnorm aber auch Klärschlamm als organisch-mineralische Düngemittel umfasst, lässt sich daraus schließen, dass dieser in Anlage 3 aufgeführt ist. Die DüV schreibt vor, wann und welche Mengen (definiert durch den Stickstoff- und Phosphorgehalt) aufgebracht werden dürfen und wie der Boden anschließend zu behandeln ist. Außerdem haben landwirtschaftliche Betriebe nach

§ 8 jährlich einen Nährstoffvergleich zu erstellen. Dieser umfasst die Zu- und Abfuhr von Stickstoff und Phosphor für die landwirtschaftlich genutzte Fläche.

Bei der thermischen Verwertung von Klärschlamm gelten das Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG, 1974) sowie die Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen (17. BImSchV, 2013). Abfallverbrennungsanlagen sind nach §§ 1 und 4 BImSchG so zu errichten, dass die Schutzgüter Menschen, Tiere, Pflanzen, Boden, Wasser, Atmosphäre, Kultur- und Sachgüter vor schädlichen Umwelteinwirkungen geschützt werden. Die 17. BImSchV schreibt in den §§ 6 und 7 die Verbrennungsbedingungen und in den §§ 8-10 die Emissionsgrenzwerte der Anlagen vor.

Die Deponierung von Material mit einem organischen Anteil (bestimmt als Glühverlust) über 3 % (DK 0 und DK I) bzw. 5 % (DK II) ist laut Anhang 3, Tabelle 2 DepV in Deutschland seit 2005 nicht mehr erlaubt. Somit kann lediglich Klärschlammasche deponiert werden, Details über Errichtung, Betrieb und Nachsorge regelt die Deponieverordnung (DepV, 2009). Die Genehmigung zur Errichtung und zum Betrieb von Deponien ist in §§ 34 ff. KrWG geregelt.

2.3 Physikalische Grundlagen der Klärschlamm Trocknung

Die solare Klärschlamm Trocknung basiert auf dem Prinzip der Verdunstung. Das flüssige Wasser im Klärschlamm geht in den gasförmigen Zustand über, ohne dass der Siedepunkt erreicht wird. Die Verdunstung tritt hierbei an der Grenze zwischen Feuchtigkeitsoberfläche und Luft auf und findet bereits bei Umgebungstemperatur statt. Solange sich das System im dynamischen Gleichgewicht aus der Wasseraufnahmekapazität der Luft und dem Dampfdruck über der Oberfläche befindet, sind Partialdruck und Sättigungsdampfdruck gleich groß. Dies bedeutet, dass genauso viel Wasser verdunstet, wie auch wieder kondensiert. Erst wenn der Partialdruck in der Flüssigkeit (Wasser im Klärschlamm) den Sättigungsdampfdruck der Gasphase (Trocknungsluft) übersteigt, verdunstet Wasser. (Häckel, 2016)

Die DIN 4049-3 (1994) unterscheidet dabei die potenzielle und die tatsächliche Verdunstung. Die potenzielle Verdunstung ist „die Verdunstungshöhe von Oberflächen bei gegebenen meteorologischen Bedingungen und unbegrenzt verfügbarem Wasser.“ Wohingegen die tatsächliche Verdunstung „die Verdunstungshöhe von Oberflächen bei gegebenen meteorologischen Bedingungen und begrenztem Wassernachschub“ ist (DIN 4049-3, 1994).

In der Regel erfolgt bei der Verdunstung ein Austausch mit höheren Luftschichten. Wind und Turbulenz sind entsprechend von Bedeutung (Schrödter, 1985).

Bei der solaren Klärschlamm Trocknung wird die Aufgabe des Luftaustausches künstlich/technisch herbeigeführt. Die Luftwechselrate muss entsprechend der zu verdunstenden Wassermenge eingestellt werden.

Die wesentlichen Faktoren für die Verdunstung sind Globalstrahlung (für den Energieeintrag), Temperatur und Luftfeuchtigkeit (für die Wasseraufnahmekapazität), Wind (für den Abtransport der feuchten Luft) sowie die Feuchtigkeit des Bodens (für die zu verdunstende Wassermenge und die Bindungsintensität des Wassers) (Schrödter, 1985). Wichtig für den Stoffaustausch (den Übergang des Wassers zwischen Klärschlamm und Luft) sind Konzentrationsunterschiede, so dass der Stoffstrom vom höheren zum niedrigeren Feuchtigkeitsgehalt verläuft (Häussler, 1973).

Der allgemeine Begriff der Verdunstung kann unterschieden werden, je nachdem an welcher Oberfläche die Verdunstung stattfindet. Bei der Verdunstung an Oberflächen ohne Mitwirkung eines lebenden Wesens, wie beispielsweise von einer Wasseroberfläche, von unbewachsenem Boden oder Asphalt wird von Evaporation gesprochen. Findet die Verdunstung hingegen unter Einfluss aktiver Lebensvorgänge wie Pflanzenblättern oder dem Schwitzen bei Mensch und Tier statt, wird dies als Transpiration bezeichnet. Finden die Evaporation und die Transpiration gleichzeitig statt, wie dies bei der Verdunstung aus bewachsenem Boden der Fall ist, wird der Begriff Evapotranspiration verwendet. Hierbei sind die einzelnen Komponenten schwer zu trennen und je nach Fachbereich werden unterschiedliche Prioritäten gesetzt. So ist in der Meteorologie und den dieser Arbeit zugrundeliegenden Verdunstungsmodellen der Prozess der Evapotranspiration gemeint, wenn von Verdunstung gesprochen wird. (Häckel, 2016)

Bei der solaren Klärschlamm Trocknung tritt lediglich Verdunstung ohne Mitwirkung lebendiger Wesen auf, daher ist im Folgenden mit dem Wort Verdunstung der Prozess der Evaporation gemeint.

Verdunstung tritt auf, solange die Sättigungsmenge der Luft mit Wasser nicht erreicht ist. Die Sättigungsmenge ist von der Temperatur abhängig. Welche Wassermenge die Luft maximal aufnehmen kann, kann aus Tabellenwerken (DIN 4108-3, 2014) oder graphischen Aufzeichnungen (wie in Abbildung 3 zu sehen) abgelesen werden. Alternativ kann die Wasseraufnahmekapazität näherungsweise nach den Formeln in DIN 4108 Teil 3, Anhang C.4 berechnet werden.

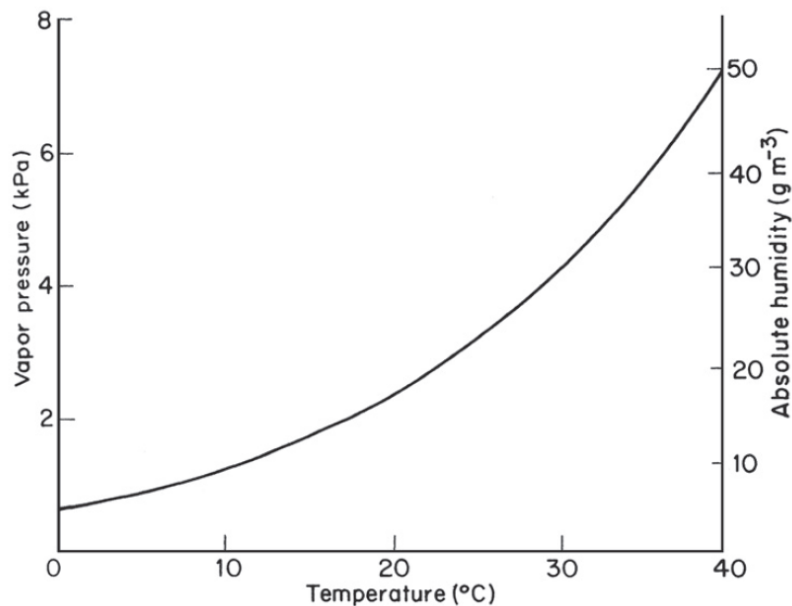


Abbildung 3: Sättigungsmenge von Wasserdampf in der Luft (Monteith & Unsworth, 2013)

Damit das Wasser verdunsten kann, muss Energie zugeführt werden. Diese setzt sich aus der reinen Verdunstungsenergie und der Energie für die Volumenvergrößerung zusammen. Ändert das Wasser seinen Aggregatzustand von flüssig nach gasförmig, dehnt es sich um rund 60 % aus. Diese Ausdehnung muss gegen den äußeren Luftdruck wirken und benötigt dafür Energie, die ebenfalls zugeführt werden muss (Schrödter, 1985). Bei der solaren Klärschlamm Trocknung erfolgt diese Energiezufuhr über die Solarstrahlung. Die Verdampfungsenthalpie ist für das Verdunsten und das Sieden gleich und lediglich von der Temperatur abhängig. Bei der solaren Klärschlamm Trocknung muss weitere Energie aufgebracht werden. Hierzu zählen Wärmeverluste, Abluftverluste, zusätzliche Bindungsenthalpie der Feuchte im niedrigen Feuchtegehaltsbereich und der Wärmebedarf für die Anwärmung des Gutes (Heindl, 2016). So schreibt Jasper (2010), dass zur Wasserverdampfung bei der Klärschlamm Trocknung bis 3.000 kJ thermische Energie pro kg Wasser benötigt werden.

Der Trocknungsverlauf der solaren Klärschlamm Trocknung ist (ohne Berücksichtigung einer Zusatzheizung) mit der Konvektionstrocknung vergleichbar. Die Trocknung kann nach ATV-DVWK-M 379 (2004) in drei Phasen unterteilt werden, in denen sich jeweils die Trocknungsrate in Abhängigkeit der enthaltenen Gutfeuchte ändert. Dieser theoretische Trocknungsverlauf ist in Abbildung 4 dargestellt.

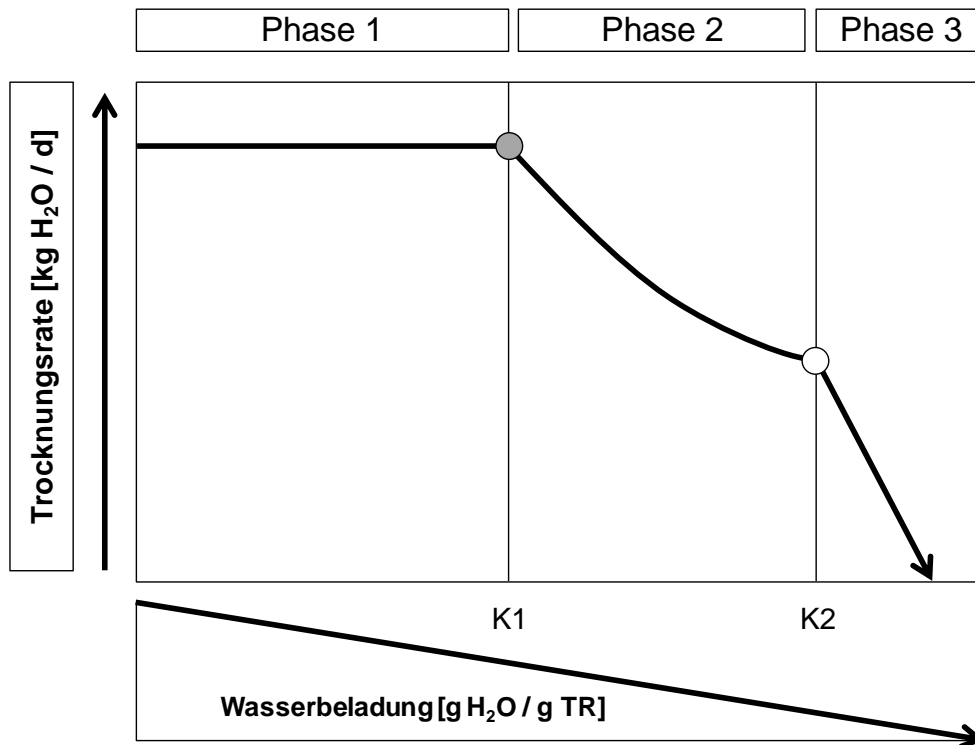


Abbildung 4: Theoretischer Trocknungsverlauf, nach (ATV-DVWK-M 379, 2004)

Zu Beginn der Trocknung (Phase 1) befindet sich die Lage des Verdampfungsspiegels an der äußeren Schicht des Gutes, die frei zur Solarstrahlung ausgerichtet und vollständig mit Wasser benetzt ist (siehe Abbildung 5 links, Phase 1). Gleichzeitig findet ein Feuchtetransport aus dem Inneren an die Gutoberfläche durch kapillare Leitung statt (ATV-DVWK-M 379, 2004). Während dieses ersten Abschnitts wird das freie Wasser an die Atmosphäre abgegeben (Kopp, 2001), die Trocknungsrate ist dadurch konstant (ATV-DVWK-M 379, 2004).

Wird die kapillare Feuchteleitung zu schwach, um die Wassermoleküle aus dem Inneren des Trockenguts an die Oberfläche zu fördern, beginnt die Phase 2. Dieser Übergang ist durch den Punkt K1 markiert. Der Verdampfungsspiegel verlagert sich zunehmend in Richtung Gutinneres (siehe Abbildung 5 rechts, Phase 2). Damit einher geht die Reduktion der Trocknungsrate. Nach Krischer & Kast (1992) ist die Lage des Punktes K1 abhängig von den kapillaren Eigenschaften des zu trocknenden Guts, dessen Anfangsfeuchte sowie von der Schichtdicke. Zusätzlich dazu ist der Punkt K1 eine stoffspezifische Größe, die Eigenschaften der vorliegenden Suspension beschreibt.

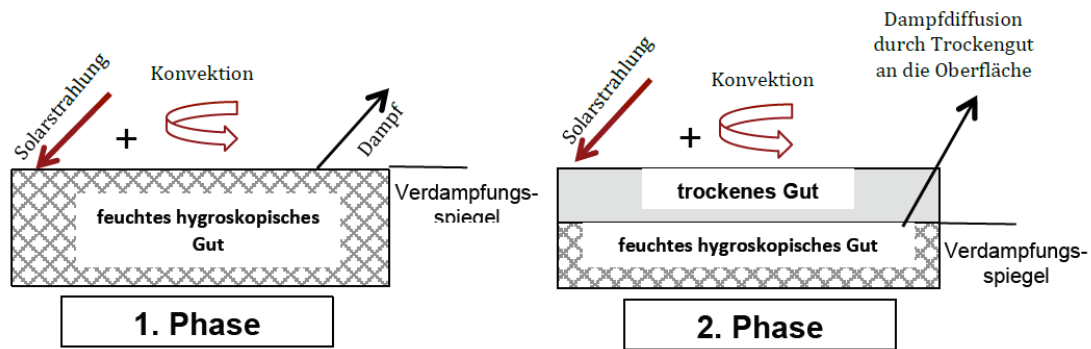


Abbildung 5: Phase 1 und 2 des Trocknungsverlaufs bei solarer Trocknung (Müller, 2017)

Getrockneter Klärschlamm ist ein hygroskopisches Gut, daher kann in der Regel keine 100 %-ige Trocknung stattfinden. In Abhängigkeit des Wassergehaltes des Trocknungsgases stellt sich eine Gleichgewichtsfeuchte ein (in Abbildung 4 durch die Pfeilspitze dargestellt). Dies beginnt ab dem Punkt K2, bei dem die maximale hygroskopische Wasserbeladung erreicht wird. Von diesem Punkt ausgehend nimmt die Trocknungsrate bis auf null ab, wobei eine gewisse Restfeuchte im Gut verbleibt. Bei der solaren Klärschlamm-trocknung zeigt sich dieser Trocknungsverlauf ebenfalls, allerdings wird dieser von klimatischen Randbedingungen überlagert.

Die in Abbildung 5 dargestellte Oberfläche bezieht sich einerseits auf das Schlammbeet als Ganzes, hierbei wird das Verschieben des Verdampfungsspiegels durch regelmäßiges Wenden vermindert und feuchtes Gut befindet sich durchgehend an der Oberfläche. Mit zunehmendem Trocknungsgrad bezieht sich die Oberfläche auch auf das einzelne Klärschlammkorn, wenden führt hier nicht mehr zu einer Veränderung des Verdampfungsspiegels.

2.4 Technische Realisierung - Trocknungsverfahren

Die Möglichkeiten der Verdunstung von Wasser mit Hilfe von Wärme- oder Strahlungsenergie wird sich auch bei der Klärschlamm-trocknung zunutze gemacht. Hierbei kommen einerseits technische Trockner zum Einsatz, die elektrische oder thermische Energie nutzen, auf der anderen Seite wird die solare Klärschlamm-trocknung eingesetzt, die die notwendige Energie überwiegend aus der Solarstrahlung bezieht.

Auf dem Markt haben sich eine Reihe technischer Trocknungsverfahren etabliert. Die Entscheidung welches Verfahren eingesetzt werden soll, hängt von

verschiedenen Kriterien ab. Hierunter fallen nach Lehrmann (2010) und Bilitewski & Härdtle (2013):

- Zu trocknende Jahresmenge, Anlagengröße
- Verwertung des getrockneten Klärschlamm
- Angestrebter Trocknungsgrad
- Temperatur der Wärmeversorgung
- Standort (Abluftbehandlung, Abwasserbehandlung)
- Energieversorgung und -preise

Der Energieeintrag in eine Klärschlamm Trocknung kann auf drei Arten erfolgen: über Kontakt-, Konvektions- und Strahlungstrocknung. Technische Trockner können in der Regel der Kontakttrocknung (Scheiben- und Dünnschichttrockner) oder Konvektionstrocknung (Band-, Trommel- und Wirbelschichttrockner) eindeutig zugeordnet werden, die solare Klärschlamm Trocknung stellt eine Kombination der Strahlungs- und Konvektionstrocknung dar, die teilweise durch Kontakttrocknung unterstützt wird.

Neben der Art des Energieeintrags werden Trockner hinsichtlich der Energieübertragung in Direkt- und Indirekttrockner unterschieden. Die direkte Trocknung ist dadurch gekennzeichnet, dass das Wärmeträgermedium (warme bis heiße Luft oder Gase) in Kontakt mit dem zu trocknenden Klärschlamm kommt und anschließend gemeinsam mit den Brüden ausgetragen wird. Im Gegensatz dazu vermischen sich bei der indirekten Trocknung Wärmeträger und Brüdenstrom nicht. (Thomé-Kozmiensky, 1998)

2.4.1 Kontakttrockner

Bei der Kontakttrocknung erfolgt die Wärmeübertragung über beheizte Flächen, in denen ein Wärmeträgermedium (Thermoöl, Dampf, Druckwasser) zirkuliert und an den Klärschlamm abgibt, ohne mit diesem Kontakt zu haben. Kontakttrockner werden somit immer als Indirekttrockner ausgeführt (ATV-DVWK-M 379, 2004). Die Trennung von Wärmeträgermedium und zu trocknendem Klärschlamm übernehmen gut wärmeleitende Kontaktflächen. Die Wärme- und Stoffübertragung bei der Kontakttrocknung ist in Abbildung 6 dargestellt.

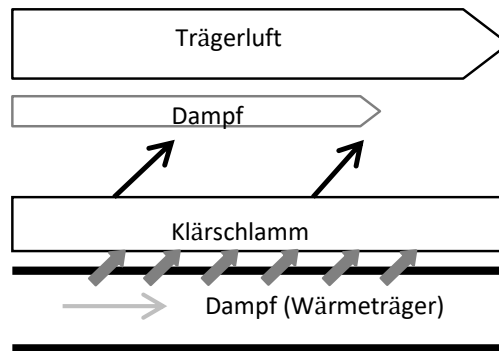


Abbildung 6: Wärme- und Stoffübertragung bei der Kontakt-trocknung

Um eine gute Wärmeübertragung zwischen Wand und Gut zu erreichen, muss der Schlamm regelmäßig umgeschichtet werden. Das verdampfte Wasser wird gemeinsam mit Leckluft ausgetragen, der Luftstrom ist entsprechend gering. Das Wasser kann kondensiert werden, enthaltene Gase können in der Feuerung verbrannt werden. (Otte-Witte, 1989)

2.4.1.1 Scheibentrockner

Scheibentrockner bestehen aus einer statischen Trommel mit innenliegendem Rotor. Auf dieser Welle sind Scheiben aufgeschweißt, welche mit Paddeln versehen sind. Durch eine langsame Drehung der Welle wird der Klärschlamm durch den Trockner befördert. Der Scheibentrockner gehört zu den Kontakt-trocknern, sowohl die innenliegende Welle als auch die aufgeschweißten Scheiben werden von einem Wärmeträgermedium durchflossen. (Otte-Witte, 1989) Mit einem Scheibentrockner kann eine Teiltrocknung erreicht werden. Wenn dem entwässerten Schlamm getrockneter beigemischt wird, ist auch eine Volltrocknung möglich (Sixt, 1994). Da die An- und Abfahrzeit von Scheibentrocknern mehrere Stunden beträgt und die Scheiben auch nach dem Abschalten ein großes Wärmepotenzial aufweisen, was zur Gefahr von Anbackungen führt, sollte ein Scheibentrockner kontinuierlich betrieben werden (ATV-DVWK-M 379, 2004). Scheibentrockner erreichen eine Verdunstungsleistung zwischen 5 und 15 kg H₂O/(m²·h) bei Volltrocknung bzw. 15-25 kg H₂O/(m²·h) bei Teiltrocknung (Brautlecht, 2000).

In Deutschland sind aktuell 32 Scheibentrockner in Betrieb, die im Durchschnitt 5.700 t TS pro Jahr und Anlage behandeln. Die kleinste Anlage hat einen Durchsatz von 350 t TS/a, die größten reichen bis 45.000 t TS/a. (Roskosch & Heidecke, 2018)

2.4.1.2 Dünnschichttrockner

Auch der Dünnschichttrockner ist ein Kontaktrockner und besteht aus einer statischen Trommel, in der sich eine horizontale Welle dreht. Auf die Welle sind Verteil- und Transportelemente aufgeschweißt, die den Schlamm in einer dünnen Schicht (5-15 mm) auf die Innenwand der Trommel aufbringen und wieder abstreifen. Auch wenn grundsätzlich mit einem Dünnschichttrockner sowohl eine Teil- als auch Volltrocknung möglich ist, wird aufgrund des Materialverschleißes bei trockenerem Schlamm für die Volltrocknung meist die Kombination aus Dünnschicht- und Scheibentrockner eingesetzt, wobei der Dünnschichttrockner als erste Stufe bis rund 55 % TR trocknet. (Sixt, 1994) Im wirtschaftlichen Betrieb lässt sich eine Verdunstungsleistung von 25-35 kg H₂O/(m²·h) erreichen. Aufgrund relativ kurzer An- und Abfahrzeiten von unter einer Stunde ist ein flexibler Anlagenbetrieb möglich. Auch beträgt die Aufenthaltszeit des Schlammes im Trockner nur wenige Minuten. (Brautlecht, 2000)

In Deutschland waren im Jahr 2018 14 Dünnschichttrockner in Betrieb, zumeist auf kleineren Anlagen, der mittlere Durchsatz liegt bei 3.000 t TS/a (Roskosch & Heidecke, 2018).

2.4.2 Konvektionstrockner

Bei der Konvektionstrocknung überströmt Heißgas als Wärmeträgermedium den Schlamm und führt das verdampfte Wasser ab, dies ergibt einen relativ großen Brüdenstrom, der mittels Abluftreinigung behandelt werden muss. Die Wärme- und Stoffübertragung bei der Konvektionstrocknung ist in Abbildung 7 dargestellt.

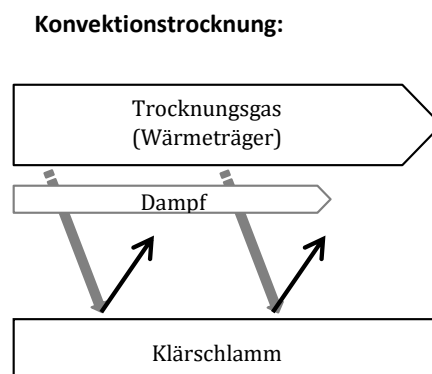


Abbildung 7: Wärme- und Stoffübertragung bei der Konvektionstrocknung

Die Heißgase können entweder direkt über den Klärschlamm geführt werden (Direktrockner) oder mittels eines Gas-Gas-Wärmetauschers an ein Trocknungsgas übertragen werden (Indirektrockner).

2.4.2.1 Bandrockner

Bandrockner arbeiten mit Konvektionstrocknung, eine Volltrocknung ist ohne Rückmischung möglich. Der entwässerte Klärschlamm muss vor der Behandlung pelletiert werden, um eine große und gleichmäßige Oberfläche zu schaffen. Dazu wird er durch eine Lochmatrize gepresst, auf ein gelochtes Förderband aufgebracht und auf diesem durch den Trockner gefahren, wo der Schlamm mit heißer Luft umströmt wird. (Hruschka, 1992) Die Pelletierung spielt eine entscheidende Rolle bei der Bandtrocknung. Die Struktur und der Entwässerungsgrad müssen so sein, dass er sich gut durch die Matrize pressen lässt und dennoch so standfest ist, dass er seine Form auf dem Band erhält. (Sixt, 1994) Die Bandtrocknung kann über die Schütthöhe des pelletierten Schlamms, die Geschwindigkeit des Bandes sowie die Temperatur der Trocknungsluft gesteuert werden. (ATV-DVWK-M 379, 2004) Die Temperaturen der zugeführten erwärmten Luft können zwischen 45 und 140 °C liegen, wobei für Klärschlamm in der Regel Warmluft-Bandrockner eingesetzt werden (Heindl, 2016). Die Temperaturen liegen bei über 120 °C im Heißgas, damit werden etwa 75 °C im Schlamm erreicht. Hierbei sind Aufenthaltszeiten zwischen 50 und 80 Minuten notwendig (Brautlecht, 2000).

Im Jahr 2018 wurden in Deutschland 34 Bandrockner mit einem mittleren Durchsatz von 4.000 t TS/a betrieben, der maximale Durchsatz erreicht 25.000 t TS pro Jahr (Roskosch & Heidecke, 2018).

2.4.2.2 Trommeltrockner

Trommeltrockner bestehen aus einer rotierenden Trommel, durch die der Schlamm und das Heißgas gefördert werden. Ggf. können Leitbleche an der Trommel ergänzt werden, um den Schlamm vorwärts zu befördern. Dabei verbleiben durch die Drehbewegung größere und feuchtere Partikel länger im Trockner als kleinere und trockenere. Um die Leimphase zu überbrücken, wird ein Teil des getrockneten Materials mit dem entwässerten Schlamm vermischt. Dies ist notwendig, um eine Volltrocknung zu erreichen. (Sixt, 1994) Zur Trocknung wird Heißgas auf 350 bis 650 °C erwärmt und direkt oder über einen Wärmetauscher auf ein Wärmeträgermedium übertragen und über den Schlamm geführt. Dadurch werden im Klärschlamm Temperaturen zwischen 100 und 130 °C erreicht (Brautlecht, 2000).

Sowohl das Heißgas als auch kleine Partikel haben sehr kurze Aufenthaltszeiten (30 Minuten) im Trockner (Brautlecht, 2000), der Großteil des Schlamms hingegen hat relativ lange Durchlaufzeiten, wodurch keine schnelle Regelung möglich ist (ATV-DVWK-M 379, 2004). Für den Anfahrvorgang können bis zu 45 Minuten,

für den Abfahrvorgang bis zu 90 Minuten angenommen werden (Brautlecht, 2000). Der Trockner kann über die Trommeldrehzahl, die Nassschlammmenge und deren Temperatur beeinflusst werden (Sixt, 1994).

Lediglich sieben Trommeltrockner sind aktuell in Deutschland im Einsatz, insgesamt werden rund 23.000 t TS pro Jahr behandelt, die größte Anlage davon hat einen Durchsatz von 10.000 t TS (Roskosch & Heidecke, 2018).

2.4.2.3 Wirbelschichttrockner

Der Wirbelschichttrockner zeichnet sich dadurch aus, dass er außer einem Gebläse keine beweglichen Bauteile besitzt (ATV-DVWK-M 379, 2004). Der Trockner wird von unten mit Heißluft beaufschlagt, die den Klärschlamm im Wirbelbett hält und gleichzeitig einen Energieeintrag leistet. Im Wirbelbett sind zusätzlich Wärmetauscher verlegt, die für einen Großteil des Energieeintrags in den Trockner sorgen, somit ist der Wirbelschichttrockner eine Kombination aus Konvektions- und Kontakttrockner. Der Trockner wird so betrieben, dass im Wirbelbett Temperaturen von ca. 85 °C herrschen. Staubpartikel werden aus der Abluft entfernt und dem entwässerten Schlamm zugemischt. Wirbelschichttrockner werden zur Volltrocknung auf mehr als 90 % TR eingesetzt (Sixt, 1994).

Der einzige in Deutschland in Betrieb befindliche Wirbelschichttrockner ist auf der Kläranlage in Kamp-Lintford. Im Jahr werden 16.000 t TS getrocknet und anschließend in der eigenen Monoverbrennung thermisch verwertet (Roskosch & Heidecke, 2018).

2.4.3 Zusammenfassung Trocknungsverfahren

Entsprechend unterschiedlicher Randbedingungen und verfügbarer Energiequellen wurden verschiedene Trockner entwickelt. Die wesentlichen Kenngrößen von Trocknungsanlagen sind der Energiebedarf (thermisch und elektrisch) sowie die Verdampfungsleistung. Diese sind in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5: Kenngrößen thermischer Trockner

Trocknerart	Energiebedarf [kWh/Mg H ₂ O] ^{a)}		Verdampfungs- leistung ^{b)}	Trocknungs- grad ^{b)}
	Thermisch	Elektrisch		
Scheibentrocknung	1.000- 1.150	100	5-15 kg/m ² ·h	Volltrocknung
			15-25 kg/m ² ·h	Teiltrocknung
Dünnschichttrocknung	800-1.050	110	25-35 kg/m ² ·h	Teiltrocknung
Bandtrocknung	970	70	20-45 kg/m ² ·h	Volltrocknung
Wirbelschichttrocknung	800-1.050	65-85	Bis 600 kg/m ³ ·h	Volltrocknung

a) (Fischli & Zweifel, 2004), b) (Brautlecht, 2000)

Der Dünnschichttrockner ist für eine Teiltrocknung geeignet, alle anderen Trockner insbesondere für eine Volltrocknung. Der relativ hohe thermische Energiebedarf wird im Idealfall durch in der Nähe vorhandene Abwärmequellen (z.B. aus einem BHKW, das Biogas einer Klärschlammfaulung verstromt oder aus Industrieprozessen) gedeckt.

2.4.4 Funktionsprinzip der solaren Klärschlamm Trocknung

Neben den technischen Kontakt- und Konvektionstrocknern ist die solare Klärschlamm Trocknung ein weiteres Verfahren, um die Feuchtigkeit aus dem Gut zu entfernen. Die solare Klärschlamm Trocknung basiert auf der Strahlungstrocknung, welche ohne zusätzliches Wärmeträgermedium auskommt. Der Energieeintrag erfolgt hierbei über elektromagnetische Strahlung (z. B. Sonnenstrahlen) und verdunstet das im Klärschlamm enthaltene Wasser. Das Schlammbeet wird von (erwärmter) Luft überströmt, die das Wasser aufnimmt und aus dem Trockner transportiert entsprechend einem Konvektionstrockner. Eine Trocknung kann nur stattfinden, wenn der Dampfdruck des zu verdunstenden Wassers an der Grenzschicht zur Atmosphäre (Luft) größer ist als der partielle Gegendruck in der Luft selbst. Der Sättigungsdruck gibt die Höchstmenge des Wasserdampfes an, die von der Luft in Abhängigkeit von der Temperatur aufgenommen und abtransportiert werden kann. Der Sättigungsdruck kann über den Zustand der feuchten Luft sowie unter Verwendung des i,x-Diagramms nach Mollier (Enthalpie-Wasserbeladungs-Diagramm) ermittelt werden. In diesem Diagramm sind fünf

Veränderliche für ein Wasserdampf-Luftgemisch eingetragen. Die Enthalpie [kcal/kg] oder [kJ/kg] und der Feuchtigkeitsgehalt [g/kg] sind auf den beiden Achsen aufgetragen, die weiteren Variablen Temperatur [°C], relative Feuchtigkeit [-] und spezifisches Volumen [m³/kg] sind als Kurvenscharen eingezeichnet. Mit Hilfe der von Mollier eingeführten Tafeln lassen sich Aufgaben der Thermodynamik auch durch graphische Verfahren lösen (Häussler, 1973).

Ist Abwärme in der Nähe des Trockners vorhanden, kann auch eine Fußbodenheizung zum Einsatz kommen, die den Klärschlamm zusätzlich mittels Kontakt-trocknung trocknet. In der solaren Klärschlamm-trocknung können also alle Prinzipien des Energieeintrags zum Tragen kommen. Im Betrieb vermischen/überschneiden sich alle Trocknungsarten. Eine genaue prozentuale Zuordnung ist somit nicht möglich.

Das Verfahren der solaren Klärschlamm-trocknung ist die Weiterentwicklung von Trockenbeeten, in denen Fäkalschlamm oder stabiler Schlamm zur Entwässerung auf nicht überdachten Flächen mit Sand-Kies-Drainage aufgebracht wird (UNESCO, 2014). Die Einhausung schützt vor Niederschlag und sorgt für eine Temperaturerhöhung, die gezielte Ventilation trägt die Feuchtigkeit aus dem Gebäude, so dass eine weitaus größere Reduktion des Wassergehalts möglich ist.

Eine Anlage zur solaren Klärschlamm-trocknung besteht baulich aus einer befestigten Bodenfläche, welche zumeist aus Beton hergestellt wird. Diese Fläche wird als Schlammbeet genutzt, welches mit Hilfe eines Wendeaggregates regelmäßig gemischt und gewendet wird. Die Schlamm-trocknungsfläche ist mit einer transparenten Hülle umhaust, die mit einem konventionellen Gewächshaus aus der Agrarwirtschaft vergleichbar ist. Je nach Hersteller, verfügbarem Material und den Anforderungen besteht diese Hülle aus Glas, Polycarbonat, einlagiger PE-Folie oder Doppelnoppenfolie. Die Umhüllung schützt vor Witterungseinflüssen, insbesondere Regen, und sorgt für den Gewächshauseffekt. Bei der solaren Klärschlamm-trocknung wird überwiegend die von der Sonne emittierte elektromagnetische Strahlung zur Trocknung genutzt, wodurch der Primärenergiebedarf auf ein Minimum reduziert werden kann (ATV-DVWK-M 379, 2004). Die kurzwellige Globalstrahlung tritt durch die transparente Gebäudehülle ein und wird zu einem Teil am Boden als langwellige Wärmestrahlung reflektiert, welche das Eindeckungsmaterial nicht mehr durchdringen kann. Ein anderer Teil der elektromagnetischen Strahlung wird von den Schlammflocken absorbiert und sorgt im Inneren für ein Aufheizen und Verdunsten des gebundenen Wassers. Die reflektierte Wärmestrahlung erhöht die Lufttemperatur im Halleninneren, wodurch die Wasseraufnahmekapazität der Luft steigt. (ATV-DVWK-M 379, 2004)

In den meisten Fällen wird entwässerter Klärschlamm mit einer stichfesten Konsistenz (mindestens 15 bis 20 % TR) auf der Trocknungsfläche aufgebracht. Hierbei ist wesentlich, dass der Klärschlamm von der Wendeeinrichtung gefördert und gemischt werden kann. Es gibt auch technische Lösungen für die Behandlung von Flüssigschlämmen, diese werden jedoch in der vorliegenden Arbeit nicht betrachtet.

In der Regel wird stabilisierter Klärschlamm getrocknet, zumindest sollte er aber teilstabilisiert sein, um eine Geruchsbelastung zu vermeiden. Bei besonders geruchsintensiven Schlämmen oder einer entsprechend sensiblen Umgebung wird zusätzlich eine Abluftbehandlung installiert. Ventilatoren oder eine natürliche Belüftung sorgen für einen kontinuierlichen Luftaustausch, der die mit Feuchtigkeit beladene Luft nach außen transportiert. Auf diese Weise kann ein Trockengranulat mit einem Trockenrückstand von 90 % produziert werden (Bux & Baumann, 2003). Die Feststoffflächenbelastung liegt in kaltem Klima bei 70 bis 80 kg TR/(m²·a) und in warmem Klima zwischen 230 und 300 kg TR/(m²·a) (Bauerfeld, 2012). Abbildung 8 zeigt eine schematische Darstellung, Abbildung 9 den Blick in eine Trocknungshalle.

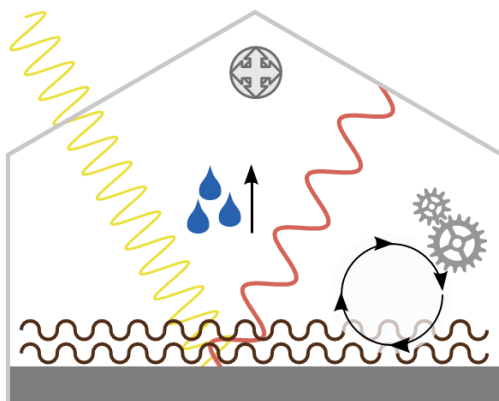


Abbildung 8: Schema der solaren Klärschlamm-trocknung, nach (Steffen, 2014)



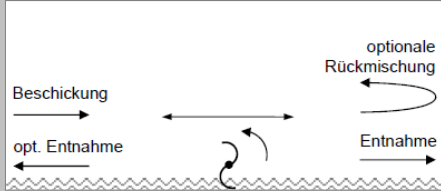
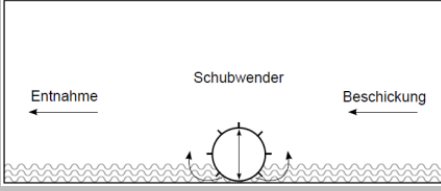
Abbildung 9: Foto einer solaren Klärschlamm-trocknung

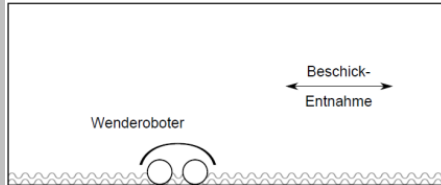
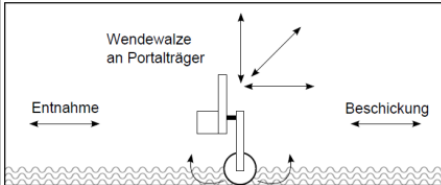
Solartrockner finden in Regionen mit gemäßigttem Klima vorwiegend auf kleineren Kläranlagen ihren Einsatz, in Deutschland beträgt die durchschnittliche Anschlussgröße 10.000 EW (Wiechmann et al., 2013). In wärmeren Klimaregionen werden Solartrockner aufgrund der höheren Solarstrahlung und Temperaturen auch auf größeren Anlagen eingesetzt. Weltweit gibt es aktuell über 400 Solartrockner, die derzeit größte Solartrocknungsanlage befindet sich in Marokko und behandelt auf einer Fläche von rund 40.000 m² den Schlamm von 820.000 EW (Anonym, 2019). Ebenso werden Solartrockner in kälteren Regionen (z. B. Norddeutschland, Polen, Österreich, Schweiz, USA) erfolgreich eingesetzt, hierbei ist

neben ausreichend Fläche eine angepasste Betriebsweise wichtig. Da bei niedrigen Temperaturen und/oder hoher Luftfeuchtigkeit die Verdunstung auf ein Minimum reduziert wird, bedeutet ein angepasster Betrieb, dass der Trockner in dieser Zeit als Speicher fungiert oder mit einer Zusatzheizung ausgestattet werden sollte. Dies trifft insbesondere zu, wenn durch Schneebedeckung die Globalstrahlung zusätzlich reduziert ist.

In der technischen Umsetzung der solaren Klärschlamm Trocknung haben sich in Deutschland insbesondere die Firmen Thermo-System, IST Anlagenbau und HUBER SE etabliert. Der Aufbau der Trocknungshallen ist vergleichbar, der wesentliche Unterschied liegt in der Maschinenteknik zur Schlammwendung. Die verschiedenen Systeme sind in Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Verfahrensmerkmale der Systeme zur solaren Klärschlamm-trocknung, nach (Bux, 2013)

HUBER SE SRT Solstice		IST Anlagenbau Wendewolf	
Verfahrens- schema			
Beschickung	Kontinuierlich	Kontinuierlich, in Chargen	
Eingangs-TR	Entwässert	Entwässert	
Wende-ein- richtung	Wenden und transportieren, in Längsrichtung	Wenden und Verschieben, in Längsrichtung	
Schlamm-aufgabe	Per Förderaggregat oder Radlader	Per Rohrförderer oder Radlader	

Thermo-System Wenderoboter		Thermo-System Schlamm-Manager	
Verfahrens- schema			
Beschickung	Batch, Semikontinuierlich	Kontinuierlich	
Eingangs-TR	Flüssig oder entwässert	Entwässert	
Wende-ein- richtung	Wenden, der Wender fährt flexibel in der Trocknungshalle	Wenden und transportieren, in Längs- und Querrichtung	
Schlamm-aufgabe	Per Geysir oder Radlader	Per Förderbändern, Spiralförderern oder Radlader	

2.5 Bemessungsgrundlagen der solaren Klärschlamm-trocknung

2.5.1 Klimahydrologische Modelle

Für die solare Klärschlamm-trocknung bestehen weder im deutschen technischen Regelwerk noch in international anerkannten Nachschlagewerken einheitliche und allgemein anerkannte Hinweise zur Dimensionierung. Daher erfolgt die

Anlagenplanung in der Praxis anhand von klimahydrologischen Modellen zur Berechnung der Verdunstung. Der erste Schritt bei der Entwicklung der klimahydrologischen Modelle war, die Verdunstung über offenen Wasserflächen zu berechnen. Die theoretischen Voraussagen mit Hilfe des Energiebudgets oder dem Massetransport waren zwar richtig, benötigten jedoch Daten, die nicht alle aufbereitet verfügbar waren. Daher entwickelten sich auf dieser Basis empirische Modelle, die überwiegend nach folgendem Prinzip aufgebaut waren (Gray, McKay, & Wigham, 1970):

$$E = K \cdot f(u) \cdot (e_o - e_a)$$

Dabei sind

$f(u)$ = Funktion der Windgeschwindigkeit

e_o = Sättigungsdampfdruck

e_a = aktueller Dampfdruck der Luft

K = Konstante

Diese klimahydrologischen Modelle wurden im Laufe des 20. Jahrhunderts für die Verdunstung über bewachsenen und unbewachsenen Landflächen weiterentwickelt, mit dem Ziel, den Wasseraustrag und somit den Bewässerungsbedarf der Pflanzen zu ermitteln. Empirische Untersuchungen führten unter anderem Penman, Haude, Turc, Monteith und Wendling et al. durch, die Welternährungsorganisation (FAO) entwickelte im Jahr 1977 eine vereinfachte Formel zur Verdunstung auf Basis der Entwicklungen von Penman-Monteith. Diese Modelle sind bis heute üblich in der Anwendung für Landwirtschaft und Meteorologie.

In den meisten Untersuchungen wird wassergesättigter Boden betrachtet. Dadurch wird einerseits die maximal mögliche Verdunstung ermittelt, zum anderen ist von einer kontinuierlichen Bindungsenergie des Wassers an den Boden auszugehen. Da die Entwicklung überwiegend aus landwirtschaftlicher Perspektive vorangetrieben wurde, fanden unterschiedliche landwirtschaftliche Pflanzen Betrachtung. Es wurden auch Formeln zur Ermittlung der Evaporation von Boden entwickelt. Allerdings lag auch hier der Schwerpunkt auf der Bodenevaporation als Teil der Evapotranspiration und folgerichtig geht in einige Formeln der Blattflächenindex ein, der den Bewuchs der betrachteten Fläche berücksichtigt (GERICS, 2012).

Penman stellte zwei Konzepte für den Verdunstungsprozess auf (Penman, 1950). Erstens wurde die Verdunstung als Massentransport betrachtet, der Dampfdruck ergab sich danach aus einem Dampfdruckunterschied und der Windgeschwindigkeit. Das zweite Konzept betrachtete die Verdunstung als

Energiebilanz, die darauf basiert, dass für die Verdunstung latente Wärme benötigt wird. Diese beiden Konzepte kombinierte Penman (1956) und benötigte für die Berechnung der Verdunstung über offenen Wasserflächen die Parameter Lufttemperatur, Luftdruck, Windgeschwindigkeit sowie Sonnenscheindauer. Mittels eines Jahreszeiten-abhängigen Faktors konnte er diese Verdunstung auf Rasenflächen übertragen. Die Berechnung der Verdunstung nach Penman erfolgt anhand von Formel 1.

$$E_{Penman} = f \cdot \frac{s \cdot H + \gamma \cdot E_a}{s + \gamma} \quad \text{Formel 1}$$

f = Faktor in Abhängigkeit der Jahreszeit

s = Steigung der Sättigungsdampfkurve

H = Wärmebudget (eintreffende und reflektierte Solarstrahlung)

γ = Psychrometerkonstante

$$E_a = 0,35 \cdot \left(0,5 + \frac{u_2}{100}\right) \cdot (e_a - e_d)$$

u_2 = Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe [miles/d]

e_a = Sättigungsdampfdruck bei mittlerer Lufttemperatur

e_d = Dampfdruck der Luft

Für die Windgeschwindigkeit u_2 wird explizit als Einheit Meilen pro Tag genannt, die anderen Eingangsparameter werden ohne Einheit aufgeführt. Die Zieleinheit der Verdunstung gibt Penman (1956) mit [mm/d] an, später wird jedoch auch die Einheit Inch genutzt. Es bleibt somit unklar, ob SI-Einheiten oder British units genutzt werden.

Für das Konzept der Verdunstung als Energiebilanz wird betrachtet, dass alle eintreffende Energie (aus Solarstrahlung) entweder im Körper verbleibt oder diesen verlassen muss, wobei ersteres einen vernachlässigbar kleinen Anteil hat. Somit ist die eintreffende Energie nahezu gleich der Verlustenergie. Zu den Verlusten zählen vornehmlich die Reflektion kurzwelliger Solarstrahlung, die Reflektion langwelliger Strahlung in die Atmosphäre sowie latente Wärmeverluste durch Evaporation. Außerdem ist der Wärmetransfer zwischen Medium und Luft zu beachten. Die einzelnen Parameter sind jeweils entweder von meteorologischen oder bodenbezogenen Aspekten abhängig. Das Wärmebudget, das sich aus Verdunstung und Wärmetransfer in die Atmosphäre zusammensetzt, ist vor allem vom Wetter abhängig und ist an Orten mit gleichen Wetterbedingungen gleich, denn der Einfluss von Boden und Pflanzen ist minimal. Sowohl die eintreffende als auch die reflektierte Solarstrahlung werden in dem Parameter Wärmebudget aufgegriffen (Penman, 1956). Bereits frühere Untersuchungen zeigten eine

Übertragbarkeit auf verschiedene Bodenarten, wobei sandiger und lehmiger Boden untersucht wurden (Penman, 1950). Insgesamt geht er von einer Unsicherheit der Berechnungen von 10 % aus.

Bei seinen Untersuchungen in Großbritannien und der Entwicklung der empirischen Formel zur Verdunstung (Penman, 1950) zeigte die Wurzelkonstante wesentlichen Einfluss auf die Vorhersage der Verdunstung. Die dargestellte Verdunstungsberechnung zeigte sich geeignet, lieferte jedoch genauere Vorhersagen, wenn die Wurzelkonstante in Abhängigkeit des Niederschlags im Frühjahr variierte. Eine trockene Witterung führte zu einer hohen Wurzelkonstante, feuchtes Wetter hingegen zu einer niedrigen. Anhand dieser Untersuchungen wurde eine Trocknungskurve entwickelt, mit der sich das Wasserdefizit im Boden in Abhängigkeit der Wurzelkonstante bestimmen lässt.

Die empirisch entwickelte Formel (Penman, 1956) kann alle benötigten Parameter aus Wetteraufzeichnungen entnehmen und berechnet die potenzielle Verdunstung für frisches grünes Getreide, wenn dem Boden ausreichend Wasser zur Verfügung steht. Entsprechend geringer ist die tatsächliche Verdunstung, wenn nicht ausreichend Wasser im Boden vorhanden ist.

Diese Formel wurde im Folgenden von vielen Forschern und Penman selbst immer wieder weiterentwickelt. Auch sah Penman (1950) einen wesentlichen Aspekt darin, vorhandene Lücken aufzuzeigen sowie Versuche zu beschreiben, wie diese Lücken gefüllt werden können. Zusätzlich hob er in Diskussionen (Penman, 1956) hervor, dass viele der Untersuchungen auf Annahmen und Glauben basierten. Gleichzeitig wurden mit den durchgeführten Messungen die Versuchsmethoden hinterfragt und weiterentwickelt.

Für das Gebiet der alten Bundesrepublik entwickelte **Haude** ebenfalls ein Modell, um die Verdunstung über Ackerflächen berechnen zu können (Haude, 1954). Eingang in die empirische Formel finden das Sättigungsdefizit und der sogenannte Haude-Faktor. Das Sättigungsdefizit wird aus Temperatur und Luftfeuchtigkeit, die täglich in 2 m Höhe um 14 Uhr gemessen werden, berechnet. Der Haude-Faktor variiert je nach Monat. Die Verdunstung nach Haude wird überwiegend in der Form von Formel 2 angegeben (GERICS, 2012).

$$E_{Haude} = k \cdot e_s \cdot \left(1 - \frac{\Phi}{100}\right) \left[\frac{mm}{d}\right] \quad \text{Formel 2}$$

k = Haude Faktor [–]

e_s = Sättigungsdampfdruck um 14:00 Uhr [hPa]

Φ = Relative Luftfeuchte [%]

Die Referenz für den Haude-Faktor bildet unbewachsener Boden, die Verdunstung über verschiedene Pflanzen kann mit einem Faktor berücksichtigt werden (Haude, 1955). Dieser Pflanzenfaktor wird in den Haude-Faktor integriert und kann aus Tabellen abgelesen werden (GERICS, 2012). Haude hat für die Berechnung des Sättigungsdefizits den 14-Uhr-Klimatermin gewählt, da diese Messung verbreitet ist und regelmäßig ausgeführt wird (Haude, 1954). Da durch diesen Wert der Tagesverlauf nicht berücksichtigt wird, verwendet Haude für den Abgleich mit der tatsächlichen Verdunstung das halbe Sättigungsdefizit.

Makkink zitiert Untersuchungen (Makkink, 1957), die das Berechnungsmodell von Penman bevorzugen. Als Grund wird genannt, dass Modelle, die nicht nur die Temperatur sondern auch die Solarstrahlung als Eingangsparameter benutzen, eine höhere Genauigkeit aufweisen. Darauf basierend führte er eigene Lysimeter-Untersuchungen an bewachsenen Grasflächen in den Niederlanden durch. Über die gesamte Vegetationsperiode betrachtet, konnte er eine durchgehend höhere tatsächliche Verdunstung im Vergleich mit der nach Penman berechneten potenziellen Verdunstung feststellen. Als wahrscheinlich wurde angesehen, dass sich die Unterschätzung von 13 % aus den empirischen Faktoren ergibt, die in England ermittelt wurden und nicht auf die Niederlande übertragbar sind. Eine weitere Erklärung kann in der Graslänge liegen. Durch eine erhöhte Rauheit und vermehrte Strahlungsaufnahme verdunstet höheres Gras mehr Feuchtigkeit. Bei einer Graslänge von 5 cm war die gemessene Verdunstung entsprechend der berechneten, in Makkinks Untersuchungen war das Gras zumeist höher, Penman (1950) schreibt lediglich von „kurz geschnittenem Gras, das einmal monatlich geschnitten wurde“. Dies deutet auf eine vergleichbare Graslänge hin und lässt vermuten, dass die Penman-Formel bei einer unbewachsenen Fläche deutlich überschätzt. Makkink (1957) veränderte die Berechnung von Penman (1950), indem er die Funktion der Windgeschwindigkeit um eine Korrektur der Graslänge ergänzte. Eine größere Graslänge hat eine erhöhte Rauheit und somit eine erhöhte Turbulenz zur Folge.

Die meisten Verdunstungsmodelle betrachten einen Boden, der durchgehend wassergesättigt ist und somit die Verdunstung nicht durch die Wassermenge limitiert ist. In der Realität ist dies jedoch selten der Fall. Aus diesem Grund hat **Turc** (Gray, McKay, & Wigham, 1970) eine Berechnung entwickelt, die den Niederschlag in die Verdunstung einbezieht. Mit Formel 3 lässt sich die jährliche Verdunstung berechnen.

$$E_{Turc} = \frac{P}{\sqrt{0,90 + \left(\frac{P}{I_T}\right)^2}} [mm] \quad \text{Formel 3}$$

P = jährlicher Niederschlag [mm]

$I_T = 300 + 25T + 0,05T^3$ Verdunstungskapazität der Luft [–]

T = mittlere Tagestemperatur [°C]

Die Verdunstungskapazität wird hier lediglich aus der mittleren Temperatur berechnet, in einer weiteren von Turc entwickelten Verdunstungsformel wird für die Berechnung dieses Parameters auch die Strahlungsenergie [cal/(cm²·d)] hinzugezogen. Diese zweite und komplexere Formel wird zur Berechnung der Verdunstung über kürzere Zeitabschnitte (10 Tage) verwendet und bezieht darüber hinaus noch einen „Gewächs-Faktor“ (z.B. Mais, Kartoffeln oder Wiese) mit ein (Gray, McKay, & Wigham, 1970). Die Windgeschwindigkeit findet in der Berechnung nach Turc keine Berücksichtigung.

Monteith, ein Mitarbeiter und Student Penmans, begründete das Feld der Umweltphysik, die „Physik der Wechselbeziehungen zwischen lebenden Organismen und ihrer Umwelt“ (Monteith, 1978). Ein Ziel seiner Messungen und Analysen zu Strahlungsbilanz, Wärmeübergang und Massetransport war die Verbesserung der Ernteerträge auf Feldern insbesondere durch Berechnung der Bewässerungsbedingungen. Zunächst verwendete Monteith (1978) für die Bestimmung des Wasserverlusts die Penman-Formel (Formel 1). Im Folgenden entwickelte Monteith die Penman-Gleichung weiter, indem er diverse Klima- und Pflanzenparameter ergänzte. Dies führte zu einer relativ genauen, aber sehr aufwändigen Berechnungsmethode, welche in Formel 4 dargestellt ist (Monteith & Unsworth, 2013).

$$E_{Monteith} = \frac{1}{L} \cdot \frac{s \cdot (R_n - G + \rho \cdot cp \cdot \left(\frac{e_s - e}{r_a}\right) \cdot t}{s + \gamma \cdot \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \left[\frac{mm}{d}\right] \quad \text{Formel 4}$$

L = Latente Verdunstungswärme [MJ/kg]

s = Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve [kPa/(°C)]

R_n = Nettostrahlung [MJ/(m² · d)]

G = Bodenwärmestrom [MJ/(m² · d)]

ρ = Dichte der Luft [kg/m³]

cp = Spezifische Wärmekapazität der Luft [MJ/(kg · °C)]

e_s = Sättigungsdampfdruck [kPa]

e = Aktueller Dampfdruck [kPa]

γ = Psychrometerkonstante [kPa/(°C)]

r_s = Oberflächenwiderstand der Bodenbedeckung [s/m]

r_a = Aerodynamischer Widerstand der Bodenbedeckung [s/m]

t = Sekunden pro Zeitschritt [s]

Die **Welternährungsorganisation** (Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO) hat im Jahr 1977 (FAO, 1977) ebenfalls auf Basis der Penman-Formel eine Methode zur Verdunstungsberechnung entwickelt. Da die Forschung voranschritt und diese Formel um bis zu 20 % überschätzte, wurde sie im Jahr 1998 überarbeitet und basierte ab dann auf der Penman-Monteith-Formel. Der Grund der Entwicklung einer eigenen Berechnungsmethode lag darin, dass viele Berechnungsmodelle sehr lokal kalibriert wurden und somit global nur eine geringe Übertragbarkeit aufwiesen.

Für diese neue Berechnungsmethode wurde ein Referenz-Bewuchs festgelegt, dieser ist 12 cm hoch, hat einen Oberflächenwiderstand von 70 s/m und einen Albedo von 0,23. Dies wurde von einer einheitlich hohen und aktiv wachsenden grünen Grasfläche, die angemessen bewässert wird, abgeleitet. Die neue Formel benutzt lediglich standardisierte Klimadaten, die einfach gemessen oder aus üblichen Messdaten entnommen werden können. Die Berechnung der potenziellen Verdunstung (Referenzverdunstung) nach FAO (1998) stellt sich wie in Formel 5 gezeigt dar.

$$E_{FAO} = \frac{0,408 s (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T+273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34 u_2)} \left[\frac{mm}{d} \right] \quad \text{Formel 5}$$

R_n = Nettostrahlung [$MJ/(m^2 \cdot d)$]

G = Bodenwärmestrom [$MJ/(m^2 \cdot d)$]

T = mittlere Tageslufttemperatur in 2 m Höhe [$^{\circ}C$]

u_2 = Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe [m/s]

e_s = Sättigungsdampfdruck [kPa]

e_a = Aktueller Dampfdruck [kPa]

s = Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve [$kPa/^{\circ}C$]

γ = Psychrometerkonstante [$kPa/^{\circ}C$]

Sollten nicht alle Eingangsdaten vorliegen, gibt das Dokument Hinweise, wie diese abgeschätzt werden können. Darüber hinaus führt die FAO einen Faktor K_c ein, der die Besonderheiten verschiedener Kulturpflanzen im Vergleich zum Referenz-Bewuchs in die Berechnung integriert. Hier bestätigen sich die Ergebnisse von Makkink (1957), dass größere Pflanzen eine höhere potenzielle Verdunstung haben. Die FAO zeigt für Zuckerrohr, Mais und Baumwolle eine etwa 20 % höhere Verdunstung im Vergleich zu kurz geschnittenem Gras.

Um den Wasserverlauf im Ackerboden berechnen zu können, haben **Wendling et al.** verschiedene Verdunstungsmodelle auf die Übertragbarkeit auf das Gebiet der ehemaligen DDR betrachtet (Wendling, Schelling, & Thomä, 1991). Die berechnete Verdunstung wurde jeweils mit Lysimetermessungen abgeglichen und auf ihre Tauglichkeit für die Landwirtschaft bewertet. Auch hier zeigte die Penman-Monteith-Beziehung eine deutlich bessere Genauigkeit als andere Modelle. Da diese jedoch eine Vielzahl an meteorologischen Eingangswerten benötigt, entwickelten sie ein einfacheres Verfahren für praktische Aufgaben. Hierbei wurde ein Teil der notwendigen Messwerte durch empirisch ermittelte Koeffizienten oder Mittelwerte aus Langzeitmessungen ersetzt. Das Ergebnis ist ein Zusammenhang, für den lediglich die Globalstrahlung und die Temperatur ermittelt werden müssen. Dieser ist in Formel 6 dargestellt.

$$E_{Wendling} = (G + C) \cdot \frac{T + 22}{150 \cdot (T + 123)} \left[\frac{mm}{d} \right] \quad \text{Formel 6}$$

G = Globalstrahlung [J/cm^2]

C = Küstenfaktor [–]

T = Temperatur [$^{\circ}C$]

Der Küstenfaktor ist ein Tabellenwert und beträgt in einem 30 km breiten Küstenstreifen $C=54$, im restlichen Land $C=93$.

2.5.2 Einflussfaktoren für die Bemessung von solaren Trocknungsanlagen

2.5.2.1 Globale Bestrahlungsstärke (G_G)

Die VDI-Richtlinie 3786 Blatt 5 (2015) definiert die globale Bestrahlungsstärke G_G (in W/m^2) als die Strahlungsleistung der Sonne, die auf eine horizontale Oberfläche fällt. Synonym wird die globale Bestrahlungsstärke auch Global- oder Solarstrahlung genannt. Bei der Messung wird die kurzwellige Strahlung im Bereich von 300 nm bis 3.000 nm auf einer ebenen Fläche erfasst und enthält sowohl die direkte als auch die diffuse Strahlung. Die Globalstrahlung ist der Faktor, der die potenzielle Verdunstung im Solartrockner am meisten beeinflusst.

Die Globalstrahlung überträgt Energie, welche in Teilen auf den Klärschlamm übertragen wird. Die aufgenommene Energie kann sowohl zur Aufheizung des Klärschlammes als auch für die Verdunstung von Wasser genutzt werden, wie es von Monteith (1978) vergleichbar für Pflanzen und Tiere beschrieben wird. Entscheidend ist hier, welcher Anteil der Strahlung reflektiert und welcher absorbiert wird, denn nur der absorbierte Anteil führt zu Aufheizung und Verdunstung. Untersuchungen von Bowers & Hanks (1964) zeigen, dass die Absorption direkt durch den Wassergehalt beeinflusst wird. Mit steigendem Wassergehalt wird mehr Strahlungsenergie absorbiert und steht entsprechend für Reaktionsprozesse zur Verfügung.

2.5.2.2 Bestrahlung (H_G)

Die Bestrahlung H_G (in Ws/m^2) ergibt sich, wenn das zeitliche Integral über die Bestrahlungsstärke gebildet wird. Hierbei wird die Bestrahlung durch Multiplikation der gemessenen Globalstrahlung mit der Dauer des betrachteten Auswertintervalls ermittelt. Das betrachtete Zeitintervall kann je nach Anwendung und Notwendigkeit gewählt werden. Üblich sind eine Stunde, ein Tag oder ein Jahr, beispielsweise angegeben als „Jahressumme der Bestrahlungsstärke“ in $kWh/(m^2 \cdot a)$ oder in $J/(cm^2 \cdot a)$. (VDI 3786 Blatt 5, 2015)

Zwar kann die tägliche Bestrahlung bspw. durch Bewölkung stark schwanken, im langjährigen Mittel zeigen sich jedoch konstante Werte. Typische Größenordnungen für die Bestrahlung in verschiedenen Klimazonen sind in Tabelle 7 dargestellt.

Tabelle 7: Größenordnungen für mittlere Jahreswerte der Bestrahlung H_G

	kühl-gemäßigtes Klima	gemäßigtes Klima	tropisches Klima	Wüsten- klima
jährl. Bestrahlung H_G [kWh/(m²·a)]	900 – 1.200	1.100 – 1.400	1.400 – 1.900	1.800 – 2.500
jährl. Bestrahlung H_G [J/(cm²·a)]^{*)}	324.000 – 432.000	396.000 – 504.000	504.000 – 684.000	648.000 – 900.000
Globalstrahlung G_G [W/m²]	100 – 135	125 – 160	160 – 215	205 – 285

*) Umrechnungsfaktor: $1 \text{ W} = 1 \text{ J/s} \rightarrow 1 \text{ kWh}/(\text{m}^2 \cdot \text{a}) = 360 \text{ J}/(\text{cm}^2 \cdot \text{a})$

ergänzte Zusammenstellung nach (Köppen & Geiger, 1954), (Tukiainen, 2016)

Für die Bemessung einer solaren Klärschlamm Trocknung sollte die globale Bestrahlungsstärke oder Bestrahlung durch Messungen vor Ort ermittelt werden. Alternativ können geeignete Datenbanken (z.B. (Atmospheric Science Center, NASA, 2016) oder (Tukiainen, 2016)) oder Karten (z. B. (Vaisala, 2015)) genutzt werden.

Bei der solaren Klärschlamm Trocknung kann allerdings die in der Strahlung enthaltene Energie nicht vollständig genutzt werden, da ein Teil an der Abdeckung der Trocknungshalle reflektiert oder durch sie absorbiert wird. Diese Abminderung wird in der Bemessung über den Transmissionskoeffizienten τ berücksichtigt, welcher im Wesentlichen vom Eindeckungsmaterial abhängig ist. Die Transmissionswerte für unterschiedliche Materialien sind in Tabelle 8 aufgeführt.

Tabelle 8: Transmissionswerte τ verschiedener Eindeckungsmaterialien (Bux, 2013)

	Sicherheits- glas	Doppelstegplatten (6 mm), PC4	Luftpolsterfolie (8 mm), PE3	Doppelfolie (2x200 μm), PE3
Transmission τ (-)	0,91	0,82	0,82	0,80

Zusätzlich ist bei der Standortwahl darauf zu achten, dass möglichst keine Verschattung der geplanten Trocknungsfläche vorliegt.

2.5.2.3 Energie aus Zusatzheizung (H_H)

Die solare Klärschlamm Trocknung kann durch eine in die Anlage integrierte Zusatzheizung unterstützt werden. Dies ist insbesondere in gemäßigten und kühl-gemäßigten Klimazonen im Winter sowie in der Regenzeit in tropischen

Regionen sinnvoll. In beiden Fällen ist die Wasseraufnahmekapazität der Luft (durch niedrige Temperaturen oder hohe Luftfeuchtigkeit) reduziert. Des Weiteren kann bei Vorhandensein einer Zusatzheizung die Trocknungsfläche reduziert werden, wodurch die solare Klärschlamm Trocknung auch in kälteren Regionen oder an größeren Standorten wirtschaftlich werden kann. Grundlegend ist hierbei nur, dass eine geeignete Abwärmequelle in der Nähe vorhanden ist und genutzt werden kann. Um die Zusatzheizung quantitativ in der Bemessung berücksichtigen zu können, muss die jährlich anfallende Energiemenge der Abwärmequelle bekannt sein oder abgeschätzt werden. Ebenfalls ist zu klären, ob der Wärmestrom kontinuierlich zur Verfügung steht und wie der Zusatzwärmebedarf über das Jahr verläuft.

Als Aggregate für die Zusatzheizung können eine Fußbodenheizung oder Heizlüfter eingesetzt werden. Für die Auswahl ist entscheidend, in welcher Form die Wärme bereitgestellt werden kann. Ist Abwärme in Form von Heißwasser vorhanden, kann dieses in einer Fußbodenheizung oder über einen Wärmetauscher in Heizlüftern eingesetzt werden. Fällt hingegen Abgas (z. B. aus einem BHKW) als Heißdampf an, kann dieses direkt über Ventilatoren in die Trockenhalle geleitet werden, wenn entsprechende Sicherheitsvorkehrungen getroffen werden.

2.5.2.4 Temperatur (T)

Neben der Solarstrahlung ist die Temperatur ein maßgeblicher Faktor bei der Bemessung der solaren Klärschlamm Trocknung. Der Gewächshauseffekt führt zu einer Temperaturerhöhung innerhalb der Trocknungshalle. Die erhöhte Innentemperatur T_i [°C] wird über einen empirisch ermittelten, klimaabhängigen Aufschlag ΔT [K] auf die Außentemperatur T_e [°C] ermittelt. Für die Bemessung finden Monatsmittelwerte der Außentemperatur Anwendung; der Aufschlag ΔT wird als Mittelwert für das gesamte Jahr berechnet und in der Berechnung eingesetzt. Die an den Untersuchungsstandorten ermittelten Aufschläge sind in Tabelle 24 dargestellt.

2.5.2.5 Luftfeuchtigkeit (Φ)

Die Luft kann lediglich bis zur Sättigung Wasser aufnehmen, daher hat die Luftfeuchtigkeit einen entscheidenden Einfluss auf die Trocknung. So kann die Luft bei einer höheren Luftfeuchtigkeit weniger Wasser aufnehmen, wodurch die Verdunstung limitiert ist. Zudem führt der geringere Feuchtigkeitsunterschied zwischen Schlamm und Luft zu einem langsameren Stoffübergang.

2.5.2.6 Trockenrückstand (TR_{ET} bzw. TR_{AT})

Der Trockenrückstand des Schlammes spielt für die Bemessung in dem Maße eine Rolle, in dem die noch im Schlamm enthaltene Menge Wasser verdunstet werden muss. Insbesondere zum Ende des Trocknungsprozesses ist mit einem erhöhten Energieaufwand zu rechnen, da die Bindungsenthalpie mit abnehmender Wassermenge steigt.

3 Grundlagen der Desinfektion

Der menschliche Organismus beherbergt bis zu 100 Billionen Mikroorganismen, von denen der überwiegende Teil im Darm, insbesondere im Dickdarm, vorzufinden ist (Turnbaugh et al., 2007). Diese Mikroorganismen, die die Zahl der menschlichen Zellen um das zehnfache übersteigen (Savage, 1977), werden als Mikrobiom bezeichnet. Das Mikrobiom sorgt nicht nur für die Verdauung, sondern hat auch Einfluss auf eine Vielzahl anderer Prozesse im menschlichen Körper, wie bspw. das Immunsystem oder die Energiebilanz (Gill et al., 2006). Ein Großteil der Mikroorganismen ist entsprechend unbedenklich, bzw. sogar essentiell für den Menschen. Neben diesen notwendigen und unschädlichen Mikroorganismen kann der menschliche Körper auch von schädigenden – pathogenen – Keimen befallen sein. Über die menschlichen Ausscheidungen gelangen diese Mikroorganismen in das Abwasser. Nach Feuerpfeil & Botzenhart (2008) ist die Überlebenswahrscheinlichkeit der Mikroorganismen außerhalb des menschlichen Körpers allerdings gering, da sie auf ein Leben im Menschen oder anderen Warmblütern angepasst sind. Die Überlebensdauer ist nach WHO (2006b) jedoch lange genug, um ein Gesundheitsrisiko darzustellen.

In der Abwasserreinigung werden pathogene Keime teilweise abgebaut, so können bspw. im Belebtschlammverfahren Bakterien um 1-2 log-Stufen reduziert werden. Werden Verfahren eingesetzt, bei denen sich die Organismen an andere Abwasserinhaltsstoffe anlagern und mit ihnen sedimentieren, z.B. in Abwasser- teichen, können Reduktionsraten von bis zu 6 log-Stufen bei Bakterien erreicht werden (WHO, 2006b). Auch in der Klärschlammstabilisierung können signifikante Reduktionsraten pathogener Mikroorganismen erreicht werden (Bauerfeld et al., 2009) (Klages et al., 2009), jedoch ist eine sichere Desinfektion nicht gewährleistet. So kann, je nach anschließender Verwertung, eine Desinfektion für den Klärschlamm notwendig werden.

Unter „Desinfektion“ wird im Sinne der Klärschlammbehandlung gemäß DIN EN 16323:2014-07 (2014) die „Behandlung von [...] Schlamm zum Vermindern der Aktivität von Krankheitserregern unter einen vorgegebenen Wert“ verstanden. Es findet demzufolge nicht zwingend eine vollständige Abtötung oder Inaktivierung pathogener Mikroorganismen statt.

3.1 Pathogene Mikroorganismen

Im Falle einer Erkrankung ist der menschliche Körper mit pathogenen Keimen befallen. Zu diesen Keimen zählen verschiedene Bakterienarten, Viren, Protozoen sowie Parasiten. Eine Auswahl pathogener Mikroorganismen, die im

Abwasser und nachfolgend im Klärschlamm zu finden sind, ist in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9: Pathogene Mikroorganismen im Abwasser – Auswahl

	Erregerart	Erkrankung	Quelle
Bakterien	Salmonella typhi	Typhus	b)
	Shigella spp.	Bakterielle Ruhr	b)
	Escherichia coli	Enteritis	b)
	Vibrio cholerae	Cholera	b)
Viren	Enteroviren	Kinderlähmung, Meningitis	a)
	Hepatoviren	Hepatitis	a)
	Rotaviren	Diarrhoe	a)
Helminthen	Ascaris lumbricoides	Ascariasis (Spulwurmbe- fall)	b)
	Taenia	Taeniasis (Bandwurmbe- fall)	b)

a) (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008), b) (WHO, 2006c)

Pathogene Keime sind unterschiedlich infektiös. Bereits die Aufnahme eines einzigen Helminthen-Eies reicht aus, um zu erkranken. Die minimale Infektionsdosis nach Shuval (1990) ist somit gering. Bei Viren liegt sie im geringen Bereich und für Bakterien im mittleren bis hohen.

Zugleich unterscheidet sich die Überlebensfähigkeit der verschiedenen Keime in der Umwelt je nach Pathogen. Darüber hinaus hängt die Persistenz vor allem von den folgenden Faktoren ab (WHO, 2006c):

- Feuchtigkeit
- Temperatur
- pH-Wert
- biologischer Wettbewerb
- UV-Strahlung

Auch ohne weitere Behandlung stirbt unter für die Keime ungünstigen Bedingungen ein Großteil innerhalb weniger Wochen. Von dem E. Coli Stamm EHEC sind bspw. nach durchschnittlich 25 Tagen im Boden 90 % inaktiviert. Insgesamt ist zu erkennen, dass trockene, heiße Klimate die Inaktivierung begünstigen.

3.1.1 Bakterien

Coliforme Keime und Salmonellen sind prominente Vertreter der Bakterien. Zu den Coliformen Bakterien zählen u.a. die Gattungen Escheria, Enterobacter,

Citrobacter und Klebsiella (Miksits & Hahn, 1999). Fäkalcoliforme bilden eine Unterart der coliformen Bakterien und bezeichnen jene, die den Darm von Menschen und anderen Warmblütern besiedeln und außerhalb des Darmtraktes nicht überleben können (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008). Der bekannteste Vertreter der coliformen Bakterien ist Escherichia Coli (E. Coli), der zu 90 % apathogen ist und zur natürlichen Darmflora des Menschen gehört. Miksits & Hahn (1999) zählen aber auch obligat pathogene E. Coli-Stämme auf, die zu Durchfallerkrankungen führen:

- Enteropathogene Serovare (EPEC)
- Enterotoxigene Serovare (ETEC)
- Enteroinvasive Serovare (EIEC)
- Enterohämorrhagische Serovare (EHEC)

Da Escherichia Coli außerhalb des Darms nur beschränkt überlebensfähig ist und die Umwelt kein natürliches Habitat darstellt, wird das Vorkommen von E. Coli in Wasser oder auf Lebensmitteln als fäkale Verunreinigung bewertet (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008).

Salmonellen gehören zu den Enterobakterien (Schirm, 2005) und sind genetisch nahe mit Escherichia verwandt (Schroeder & Wuertz, 2003). Salmonellen verfügen über mehr als 2.000 Erregertypen, die aus den beiden Spezies Salmonella Enterica und Salmonella Bongori (Tindall et al., 2005) bestehen und weltweit verbreitet sind (Schirm, 2005). Salmonellen lassen sich auch nach 12 Monaten in feuchter Erde noch nachweisen (Schirm, 2005). Enteritis-Salmonellen haben in der Umwelt zwar eine lange Persistenz, aber aufgrund der hohen Infektionsdosis (10^5 bis 10^6 Bakterien) ist eine wasserbürtige Salmonellose eher selten (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008). Die Infektionsdosis für Typhus liegt mit < 1.000 deutlich niedriger und verursacht weltweit deutlich mehr Todesfälle (Schroeder & Wuertz, 2003).

3.1.2 Viren

Viren bestehen aus einer Nukleinsäure (DNA oder RNA), die von einer Proteinhülle umgeben ist. Einige Viren besitzen zusätzlich eine Lipidmembran. Viren sind intrazelluläre Parasiten, sie können sich lediglich im Inneren einer lebenden Zelle vermehren. (Heritage, 2003) (Modrow et al., 2010) Je nach Virenstamm können sie auch außerhalb ihres Wirtsorganismus überleben (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008) oder als latente Form innerhalb ihres Wirtsorganismus überdauern und zu einem späteren Zeitpunkt wieder infektiös auftreten (Modrow et

al., 2010). Infolgedessen werden Viren überwiegend fäkal-oral übertragen, seltener über Lebensmittel oder Trinkwasser (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008).

Um eine Fäkalkontamination anhand von Viren nachzuweisen, bieten sich Enteroviren und Rotaviren an, da diese von Menschen ausgeschieden werden. Rotaviren verursachen zumeist Diarrhoe und Erbrechen, wohingegen Enteroviren für ernsthafte und lebensbedrohende Krankheiten (Poliomyelitis, Meningitis) verantwortlich sind (Heritage, 2003). Enteroviren sind nach Heritage (2003) einfacher zu kultivieren, allerdings sind Rotaviren deutlich höher infektiös. Hier reichen bereits zehn Viren, um die Krankheit auszulösen (Heritage, 2003), bei Enteroviren liegt die Infektionsdosis mit 10 bis 100 infektiösen Einheiten (Anzahl der Erreger die notwendig ist, um eine Krankheit auszulösen) zwar höher (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008), die Infektiosität ist nach WHO (2011) jedoch weiterhin als hoch zu bewerten.

Die Überlebensfähigkeit von Viren ist vor allem von der Temperatur und dem pH-Wert abhängig, in getrocknetem Klärschlamm beträgt die Überlebensdauer bis zu acht Monate (Schirm, 2005). Die Persistenz in Wasser wird von WHO (2011) mit lang angegeben, was über einen Monat bedeutet.

3.1.3 Protozoen

Protozoen sind einzellige eukaryotische Lebewesen, die in nahezu jedem aquatischen System zu finden sind. Einige der 35.000 Arten sind pathogen und spielen daher eine wichtige Rolle. Hierbei sind insbesondere die Sporozoen zu nennen, die für ihren Lebenszyklus einen Wirtsorganismus (Mensch oder Tier) benötigen und somit alle parasitisch sind. Protozoen besetzen eine Vielzahl von ökologischen Nischen und können beim Menschen Malaria, die afrikanische Schlafkrankheit oder verschiedene Formen der Leishmaniose hervorrufen. (Horan, 2003) Die Persistenz in Wasser wird von WHO (2011) mit moderat bis lang angegeben, die Infektionsdosis ist mit 10 bis 10^2 ebenfalls gering und die Ansteckungsfähigkeit somit hoch.

3.1.4 Parasiten

Parasiten wie Helminthen sind überwiegend in tropischen und subtropischen Gebieten der Welt zu finden, vgl. Abbildung 10. Helminthen sind wirbellos, WHO (2004) teilt sie in die drei Klassen Bandwürmer (Cestoda), Saugwürmer (Trematoda) sowie Fadenwürmer (Nematoda) ein. Die verschiedenen Klassen können bei ausgewachsenen Würmern anhand äußerer Merkmale (z.B. Form, Aussehen des Kopfes, Vorhandensein eines Darms) unterschieden werden.

Helminthen sind besonders infektiös, da bereits ein lebensfähiges Ei zu einem Wurmbefall führen kann (Jimenez-Cisneros & Maya-Rendon, 2007). Der Infektionsweg erfolgt meist über Bodenkontakt und den Verzehr von Feldfrüchten oder Trinkwasser. Darüber hinaus können Helminthen-Eier auch eingeatmet werden und sich durch die Lunge im Körper festsetzen. Einige Nematodenlarven dringen zudem über die Haut in den Körper ein. (WHO, 2004)

Distribution of lymphatic filariasis (LF), onchocerciasis (Oncho), schistosomiasis (SCH) and soil-transmitted helminthiasis (STH), 2009

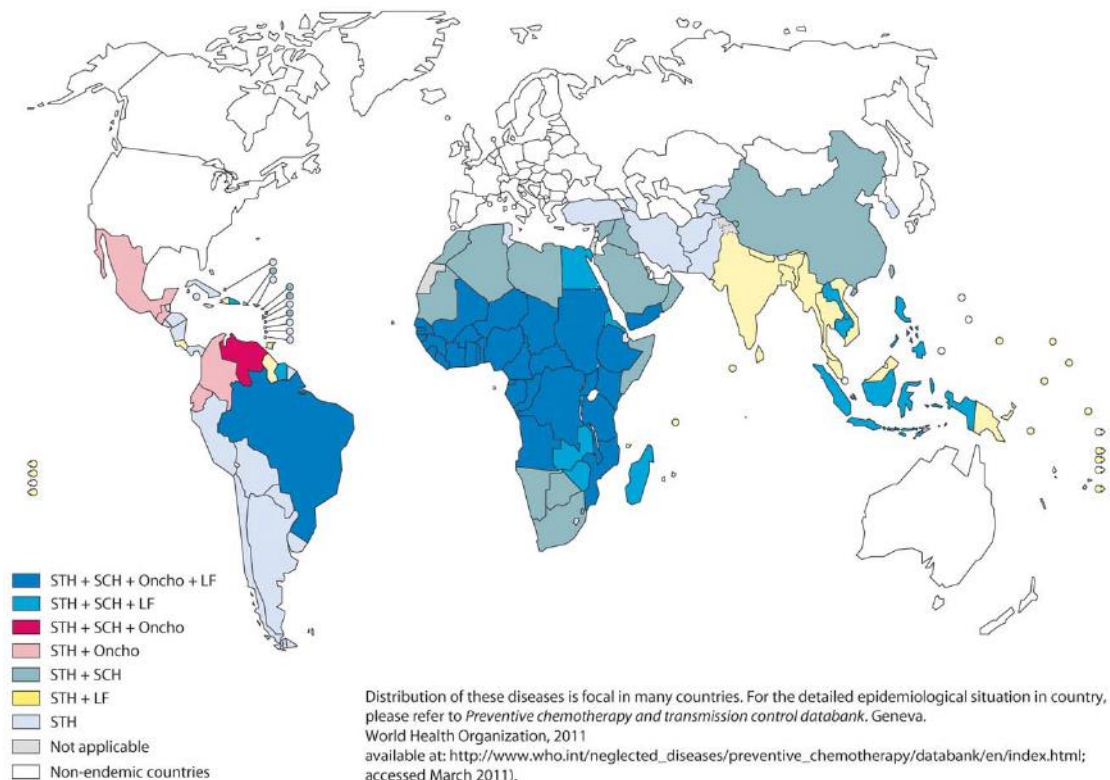


Abbildung 10: Weltweite Verbreitung von Helminthen (Lustigman et al., 2012)

Helminthen sind nicht nur hochinfektiös, ihre Eier haben auch die Eigenschaft, bei widrigsten Randbedingungen über Monate und Jahre zu überdauern bis die Lebensbedingungen für eine Weiterentwicklung geeignet sind. So sind Helminthen-Eier in gewissem Umfang widerstandsfähig gegenüber Trockenheit, pH-Wert- und Temperaturänderungen. Dies ist in ihrem mehrschichtigen Aufbau begründet. Nematoden-Eier bestehen aus drei primären Schichten: die äußerste Schicht besteht aus einer Dotterhaut, die mittlere aus chitin- und proteinhaltigen Substanzen und die innere Schicht wird aus Lipiden und Proteinen gebildet. Zusätzlich können die Eier von ein oder zwei tertiären Schichten umschlossen sein. Die einzelnen Schichten der Eischale nehmen dabei jeweils spezifische Aufgaben wahr. Die chitinhaltige Schale bspw. soll mechanischen und chemischen Einwirkungen widerstehen. Die Durchlässigkeit der Schale von Nematoden-Eiern ist

vorwiegend für Gase und fetthaltige Lösungen gegeben, die Durchlässigkeit für Wasser oder Dampf ist limitiert. Hierdurch ist das Ei weitestgehend vor Austrocknung geschützt. (Wharton, 1983) Im feuchten Erdreich sind die Eier über viele Monate überlebensfähig, etwa Dreiviertel der untersuchten Eier waren dann auch weiterhin infektiös (Jimenez-Cisneros & Maya-Rendon, 2007). Ähnliche Bedingungen wie in feuchter Erde herrschen in entwässertem Klärschlamm.

Für ihren Lebenszyklus benötigen Helminthen Phasen innerhalb eines Wirts, z.B. dem Menschen, und Phasen außerhalb in Boden oder Wasser, wie in Abbildung 11 beispielhaft für *Ascaris lumbricoides* dargestellt. Der Mensch nimmt ein infektiöses Ei über die Nahrung auf, im Darm schlüpft die Wurmlarve und wandert in andere Organe (bspw. Gewebe, Lymphdrüsen). Währenddessen wächst die Larve und kann eine Länge von mehreren Metern erreichen. Als letztes erreicht sie die Lunge, in den Lungenbläschen wächst die Larve weiter. Anschließend wandert sie zurück in den Darm und erreicht währenddessen die Geschlechtsreife. Ab diesem Zeitpunkt werden Eier produziert, die über die Fäkalien ausgeschieden werden. (WHO, 2004)

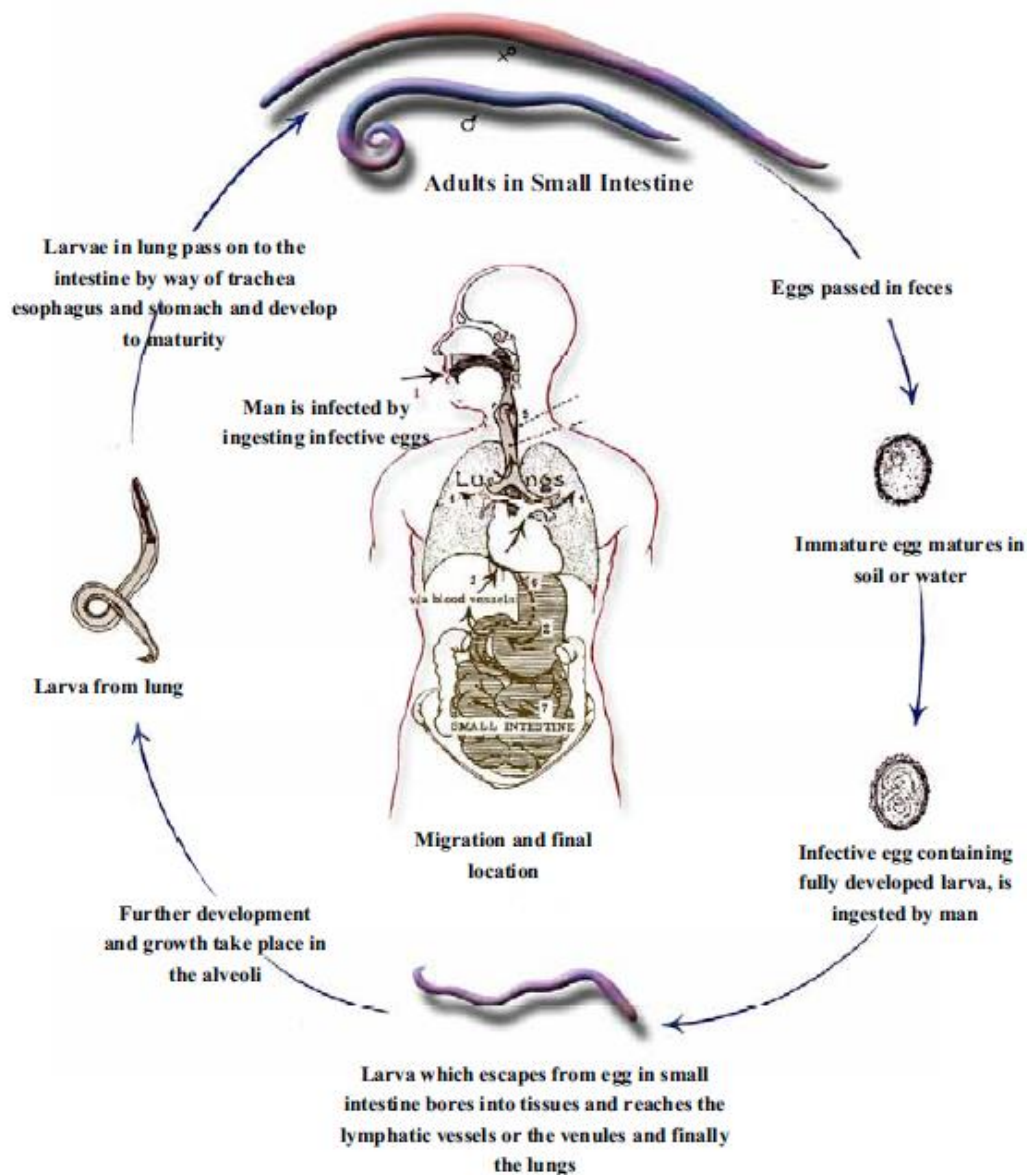


Abbildung 11: Lebenszyklus *Ascaris lumbricoides* (WHO, 2004)

3.1.5 Indikatororganismen

Aufgrund der Vielzahl an Mikroorganismen und der aufwändigen Messmethoden, hat es sich etabliert, Indikatororganismen zur Bewertung von Verunreinigungen und Desinfektionsverfahren zu verwenden (WHO, 2011). Die WHO nennt folgende Kriterien, die zur Auswahl eines Indikator- (oder Referenz-) Organismus herangezogen werden sollen:

- Wasserbürtiger Infektionsweg
- Ausreichende Datengrundlage für eine Risikoabschätzung
- Vorhandensein in Trinkwasserquellen
- Persistent in der Umwelt

- Sensitiv für eine Entfernung oder Inaktivierung durch Behandlung
- Keine Quelle für ernsthafte Krankheiten

Einen idealen Organismus, der alle Kriterien erfüllt, gibt es nicht, fäkalcoliforme Keime kommen dem schon relativ nahe, jedoch mit Einschränkungen bei nicht-bakteriellen Pathogenen (Horan, 2003).

Die U.S. EPA (2007) empfiehlt E. Coli als geeignetsten Indikator zur Bewertung von fäkalen Verunreinigungen und Desinfektionsverfahren. Es ist verhältnismäßig einfach nachzuweisen und nicht direkt pathogen. E-Coli ist im Darm jedes Menschen vertreten (Cypionka, 2006) und wird regelmäßig ausgeschieden. Somit kann durch das Vorhandensein von E. Coli eine fäkale Verunreinigung angenommen werden. Ein weiterer Indikatorparameter ist der Nachweis von Salmonellen. Als Indikatorkeim hat sich ein Stamm von Salmonella Senftenberg am geeignetsten gezeigt, da dieser besonders thermoresistent ist und in der Regel erst ab einer Temperatur von 60 °C innerhalb weniger Minuten inaktiviert wird (Schirm, 2005). Insbesondere in tropischen Regionen werden Abwasser und Klärschlamm auch auf Helminthen untersucht. Häufig wird der Spulwurm *Ascaris lumbricoides* als Indikatororganismus verwendet, da er besonders widerstandsfähig ist (Feachem et al., 1983). Es kann des Weiteren davon ausgegangen werden, dass mit der Abtötung der Helminthen sämtliche anderen pathogenen Mikroorganismen nicht mehr infektiös wirken. Viren werden eher selten als Indikator verwendet, da ihre Anzahl schwierig bestimmbar ist und großen Schwankungen unterliegt (Bischoff, 2013).

3.2 Rechtliche Grundlagen

Wie bei der Klärschlammverwertung müssen für die Klärschlamm-desinfektion verschiedene Rechtsgrundlagen herangezogen werden. In Deutschland gelten neben landes- und bundesrechtlichen Vorgaben EU-Vorschriften. Hierbei stehen EU-Vorgaben über dem Bundes- welches wiederum über dem Landesrecht steht. Bei der stofflichen Nutzung von Klärschlamm wird hinsichtlich eines vorsorgenden Umwelt- und Gesundheitsschutzes eine Reduzierung der seuchenhygienischen Risiken gefordert. Die Risiken können durch die Anwendung vorgeschriebener Verfahren oder die Festlegung von Grenzwerten reduziert werden. Alternativ sind Aufbringungsbeschränkungen oder -verbote möglich, wenn Grenzwerte überschritten werden.

3.2.1 Deutschland

Die landwirtschaftliche Nutzung und Ausbringung von Klärschlamm wird in Deutschland durch die in Tabelle 2 genannten Gesetze und Verordnungen geregelt.

In der aktuell geltenden Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 2017) findet sich keine Vorschrift zur Desinfektion, für den Bereich Seuchen- und Phytohygiene wird auf die Düngemittelverordnung verwiesen. § 5, Abs. 1 DüMV besagt, dass für die Zulassung als Düngemittel keine Krankheitserreger, Toxine oder Schaderegner enthalten sein dürfen, von denen Gefahren für die Gesundheit von Menschen, Tieren und Nutzpflanzen ausgehen. Dies ist nach § 5, Abs. 2, Satz 1 DüMV nicht eingehalten, wenn in 50 Gramm Probenmaterial Salmonellen nachgewiesen werden.

Für die Phytohygiene werden entsprechende Organismen ohne Grenzwerte genannt. Gesonderte Regelungen greifen bei der Aufbringung auf unbestellten Ackerflächen sowie auf Ackerflächen für Wintergetreide und Winterraps. Hier gilt die Seuchenhygiene als eingehalten, wenn auf die bestehende Belastung hingewiesen wird und der Klärschlamm sachgerecht ausgebracht wird (bodennahe Ausbringungstechnik). Eine anschließende Anpflanzung von Gemüse, Kartoffeln oder Kräutern ist nicht zulässig, ebenso wie die Ausbringung in den Zonen I und II von Wasserschutzgebieten und auf Grünland und Futteranbauflächen. Die Anforderungen hinsichtlich der Seuchenhygiene gelten auch als eingehalten, wenn Klärschlamm auf Flächen ausgebracht wird, die im Zuständigkeitsbereich der am Sitz der Kläranlage für den Vollzug der DüV zuständigen landwirtschaftlichen Fachbehörde liegen.

Die Bioabfallverordnung (BioAbfV, 1998) benennt verschiedene Desinfektionsverfahren für Bioabfall. Da die BioAbfV explizit Stoffe, die unter die AbfKlärV fallen, ausschließt, ist diese Norm für Klärschlamm rechtlich nicht anwendbar. Aus technischer Sicht lassen sich die Verfahren jedoch unter Umständen auf Klärschlamm übertragen.

Nach § 2, Satz 2 BioAbfV ist die „hygienisierende Behandlung“ die „biotechnologische Aufbereitung biologisch abbaubarer Materialien zum Zweck der Hygienisierung“, also zum Zweck der Desinfektion. In der Anlage 2 werden Desinfektionsmethoden, Anforderungen an die Prozessführung und Messmethoden zum Nachweis der Unbedenklichkeit vorgeschrieben. Desinfektionsmethoden sind die Pasteurisierung, die thermophile Kompostierung, die thermophile Vergärung sowie anderweitige Verfahren mit gleichwertiger Wirksamkeit. Zusätzlich dürfen nach § 8 BioAbfV innerhalb eines Zeitraums von drei Jahren auf derselben

Fläche entweder nur Bioabfälle nach BioAbfV oder Klärschlämme nach AbfKlärV aufgebracht werden.

3.2.2 Europäische Union

Hinsichtlich der Klärschlammdeinfektion ist insbesondere die Klärschlammrichtlinie (86/278/EWG, 1986) von Belang. Es werden Grenzwerte für Schwermetalle in Klärschlamm und Boden sowie zeitabhängige Aufbringungsverbote definiert, jedoch keine Grenzwerte für pathogene Organismen. Mit der AbfKlärV wurde die Richtlinie in deutsches Recht umgesetzt. Die europäische Düngemittelverordnung (EG 2003/2003, 2003) ist für Klärschlamm nicht relevant, da sie ausschließlich die Nutzung von Mineraldünger regelt.

Die Europäische Union hatte eine Studie in Auftrag gegeben, um die Auswirkungen der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm zu ermitteln. Das Ziel der Studie war, der Europäischen Kommission eine Entscheidungsgrundlage für eine mögliche Überarbeitung der Richtlinie 86/278/EWG zu geben. Der Schlussbericht wurde von Milieu Ltd, WRc and RPA (2010) vorgelegt. Hierbei werden fünf Optionen betrachtet, wobei Option 2 moderate und Option 3 signifikante Änderungen vorsieht. Bei moderaten Änderungen wird zur Desinfektion eine „konventionelle Behandlung“ erforderlich, bei den signifikanten eine weitergehende Behandlung. Die vorgeschlagenen Grenzwerte sind in Tabelle 10 aufgeführt.

Tabelle 10: Entwurf Grenzwerte der Behandlung nach (Milieu Ltd, WRc and RPA, 2010)

	E. Coli	Salmonella Senftenberg W 775	Salmonella spp.	Einsatzmöglichkeiten
Advanced treatment (Option 3)	Reduktion um 6 log-Stufen auf <5*10 ² CFU/g	Reduktion um 6 log-Stufen	Nicht nachweis- bar in 50 g (Feuchtgewicht)	uneingeschränkte land- wirtschaftliche Verwer- tung, Ausnahme: Wälder
Conventional treatment (Option 2)	Reduktion um 2 log-Stufen	-	-	Einsatz in der Landwirt- schaft unter Einschrän- kungen

Je nach Behandlungsmethode kann der Klärschlamm unterschiedlich verwendet werden, bei einer konventionellen Behandlung (conventional treatment) ist nur eine eingeschränkte landwirtschaftliche Verwertung möglich. Bei Erreichen eines höheren Hygieneniveaus (advanced treatment) ist ein nahezu uneingeschränkter Einsatz in der Landwirtschaft möglich. Diesen beiden Behandlungskategorien werden verschiedene Verfahren mit den jeweils notwendigen Randbedingungen

(Temperatur, pH-Wert, Behandlungsdauer) zugeordnet, welche in Tabelle 11 zusammengefasst sind. Jedoch erhebt die Liste der Behandlungsverfahren keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

Tabelle 11: Schlammbehandlungsverfahren nach (Milieu Ltd, WRc and RPA, 2010)

	Verfahren	Kriterien	Mittlere Aufenthaltszeit
Advanced Treatment	Thermische Trocknung	$T > 80\text{ °C}$ $TR > 90\%$	
	Thermophile aerobe Stabilisierung	$T \geq 55\text{ °C}$	20 h
	Thermophile anaerobe Stabilisierung	$T \geq 53\text{ °C}$	20 h
	Thermische Behandlung von flüssigem Schlamm	70 °C (gefolgt von mesophiler Faulung mit 35 °C)	$\geq 30\text{ Min}$ 12 d
	Konditionierung mit Kalk	$pH \geq 12$ $T \geq 55\text{ °C}$	2 h
	Konditionierung mit Kalk	$pH \geq 12$	3 Monate
Conventional Treatment	Thermophile aerobe Stabilisierung	$T \geq 55\text{ °C}$	20 d
	Thermophile anaerobe Stabilisierung	$T \geq 53\text{ °C}$	20 d
	Konditionierung mit Kalk	$pH \geq 12$	24 h
	Mesophile anaerobe Stabilisierung	35 °C	15 d
	Intensive Belüftung	Umgebungstemperatur ^{a)}	b)
	Simultane aerobe Stabilisierung	Umgebungstemperatur	b)
	Lagerung in flüssiger Form	Umgebungstemperatur	b)

a) Batchbetrieb, b) Die Aufenthaltszeit ist lokal je nach klimatischen Bedingungen festzulegen.

3.2.3 USA

Die US-Umweltbehörde Environmental Protection Agency (EPA) schreibt in der Richtlinie 40 CFR 503: Code of Federal Regulation, Title 40, Protection of Environment, Part 503 (U.S. EPA, 2007) Grenzwerte für Klärschlämme vor, wenn diese in der Landwirtschaft verwendet werden sollen. Auch hier werden zwei Klassen unterschieden: Class-A-Schlamm mit einer uneingeschränkt erlaubten Aufbringung in der Landwirtschaft und Class-B-Schlamm, der Beschränkungen unterliegt und nicht auf landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt werden darf.

Bei einem Class-A-Schlamm wird eine Höchstgrenze von 1.000 MPN Fäkalcoliforme pro g TR oder 3 MPN Salmonella spp. pro vier Gramm TR gefordert. Es wird davon ausgegangen, dass die beiden Bakterienarten untereinander und auch mit anderen Organismen korrelieren. Als weitere Ziele sind bei der Behandlung maximal 1 PFU Enteroviren pro vier Gramm TR und weniger als ein entwicklungsfähiges Wurm-Ei pro vier Gramm TR gesetzt.

Zudem soll eine Attraktivitätsminderung für Vektoren (Vögel, Insekten u. ä.) stattfinden, um eine stabile Ablagerung auf Deponien bzw. Ausbringung auf Böden zu ermöglichen. Diese Tiere könnten sonst Krankheitserreger aus dem Klärschlamm auf Mensch und Tier übertragen. Wenn ausschließlich stabilisierter Schlamm enthalten ist, muss ein TR von mindestens 75 % eingehalten werden, bei unstabiliertem Schlamm sind es 90 % TR.

Sowohl zur Erreichung der Grenzwerte als auch für die Einhaltung der Vector Attraction Reduction werden in der Richtlinie Verfahren empfohlen, welche in Tabelle 12 aufgelistet sind. Wenn diese angewendet werden, gelten die Grenzwerte als eingehalten.

Tabelle 12: Behandlungsalternativen zur Erreichung eines Class-A-Schlamm

Behandlungsalternative	Beschreibung
1: Thermisch behandelte Klärschlamm	Gilt als erfüllt, wenn der Klärschlamm mit einem der vier vorgegebenen Temperaturregime behandelt wurde.
2: Mit hohem pH-Wert und hoher Temperatur behandelte Klärschlamm	Wenn ein bestimmter pH-Wert, eine bestimmte Temperatur und eine Luft-trocknung erfüllt wurde.
3: Mit einem anderen Prozess behandelte Klärschlamm	Wenn nachgewiesen wurde, dass Enteroviren und Helminthen-Eier reduziert werden.
4: Mit einem unbekannten Prozess behandelte Klärschlamm	Der Klärschlamm muss auf Salmonellen sp., Fäkalcoliforme Bakterien, Enteroviren und Helminthen-Eier im Moment der Nutzung untersucht werden.
5: Mit einem PFRP (Process to Further Reduce Pathogens) behandelte Klärschlamm	Behandlung mit einem der folgenden Prozesse: <ul style="list-style-type: none"> ○ Kompostierung ○ Trocknungsverfahren ○ Thermische Behandlungsverfahren ○ Aerobe thermophile Stabilisierung ○ Bestrahlung mit β-Strahlen oder γ-Strahlen ○ Pasteurisierung
6: Mit einem zu PFRP äquivalenten Prozess behandelte Klärschlamm	Die Aufsichtsbehörde muss den Prozess genehmigen.

Wird die Behandlungsalternative 1 (thermische Behandlung) gewählt, sind des Weiteren die Behandlungsdauer und die Temperatur je nach Klärschlamm-eigenschaften vorgeschrieben. Eine Übersicht findet sich in Tabelle 13.

Tabelle 13: Temperatur-Zeit-Regime für Class-A-Schlamm (Alternative 1)

Regime	Gültig für	Anforderung
A	Klärschlamm mit > 7 % TR (wenn nicht von Regime B abgedeckt)	> 50 °C > 20 Minuten
B	Klärschlamm mit > 7 % TR in Form kleiner Partikel	> 50 °C > 15 Sekunden
C	Klärschlamm mit < 7 % TR	> 15 Sekunden < 30 Minuten
D	Klärschlamm mit < 7 % TR	> 50 °C > 30 Minuten

Für die Regime A bis C muss zur Ermittlung der notwendigen Behandlungsdauer bei gegebener Temperatur Formel 7 herangezogen werden:

$$\begin{aligned} \text{Behandlungsdauer } [d] & \quad \text{Formel 7} \\ &= \frac{131.700.000}{10^{0,14 \cdot T [^{\circ}\text{C}]}} \end{aligned}$$

Für das Regime D ergibt sich die Berechnung nach Formel 8:

$$\text{Behandlungsdauer } [d] = \frac{50.070.000}{10^{0,14 \cdot T [^{\circ}\text{C}]}} \quad \text{Formel 8}$$

Fällt ein Klärschlamm in das Regime A, ist eine Behandlung bei mindestens 50 °C für mindestens 20 Minuten unter Einhaltung der notwendigen Behandlungsdauer nach Formel 7 notwendig. Aus diesen Anforderungen ergibt sich lediglich ein relativ kleiner Bereich an möglichen Temperatur-Zeit-Kombinationen, welche in Tabelle 14 dargestellt sind.

Tabelle 14: Mögliche Temperatur-Zeit-Kombinationen nach Formel 7

Temperatur [°C]	50,0	60,0	70,0	71,0	71,1	71,2
Behandlungsdauer	13,2 d	12,6 h	30,1 Min	21,8 Min	21,1 Min	20,4 Min

An einen Class-B-Schlamm werden deutlich geringere Ansprüche gestellt, ein Nachweis von weniger als $2 \cdot 10^6$ MPN coliformen Bakterien pro Gramm TR genügt. Auch hier werden drei Alternativen genannt, wird eines dieser Verfahren verwendet, gilt die Güteklasse als erreicht. (U.S. EPA, 2007)

3.2.4 Kolumbien

In Kolumbien existiert seit 2014 ein Erlass des Präsidenten, der durch die drei Minister*innen für Landwirtschaft, Umwelt und Wohnen ausgearbeitet und veröffentlicht wurde. Der Erlass trägt den Titel „Decreto Número 1287 – 2014 Por el cual se establecen criterios para el uso de los biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales“. Er formuliert Kriterien für die Nutzung von Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen und orientiert sich an den Inhalten der EPA-Richtlinie 503. Auch im kolumbianischen Regelwerk wird der Klärschlamm in zwei Kategorien (A und B), eingeteilt, die unterschiedliche Verwertungen zulassen. Klärschlamm der Kategorie B darf unter anderem in der Land- und Forstwirtschaft, im Landschaftsbau sowie in der Wiederherstellung kontaminierter Böden eingesetzt werden. Klärschlamm der Kategorie A darf zusätzlich auf Privatflächen (z.B. Haus- und Ziergärten), Friedhöfen und Golfplätzen genutzt werden. Die jeweils einzuhaltenden mikrobiologischen Grenzwerte sind in Tabelle 15 genannt.

Tabelle 15: Maximal zulässige Werte zur Nutzung von Klärschlämmen in Kolumbien

		Klärschlammkategorie	
		A	B
Fäkalcoliforme Bakterien	UFC / g TR	$< 1,00 \times 10^3$	$< 2,00 \times 10^6$
Helminthen-Eier	Lebensfähige Eier pro 4 g TR	$< 1,0$	$< 10,0$
Salmonellen	UFC / 25 g TR	Abwesend	$< 1 \times 10^3$
Enteroviren	UFP / 4 g TR	$< 1,0$	-

Zusätzlich wird gefordert, die Attraktivität für Vektoren und Pathogene zu reduzieren. Hierfür werden neun verschiedene Behandlungsmethoden definiert, von denen eine angewendet werden muss. Die Alternativen umfassen definierte Temperaturen, pH-Werte, Abbaugrade der Organik oder Trocknungsgrade. Auch können definierte Aufbringungsmethoden auf der landwirtschaftlichen Fläche genutzt werden. (Minvivienda, 2014)

3.2.5 WHO

Die Weltgesundheitsorganisation (World Health Organization, WHO) gibt Empfehlungen für Behandlungsverfahren und Grenzwerte für den Keimgehalt von landwirtschaftlich genutztem Klärschlamm. Hierbei ist wichtig, dass sie für alle

Länder, insbesondere auch Entwicklungs- und Schwellenländer, technisch und finanziell realisierbar sind, dennoch sollen „High-Tech-Lösungen“ nicht ausgeschlossen sein. Die Empfehlungen sollen an die gegebenen nationalen, sozio-kulturellen, ökonomischen und ökologischen Randbedingungen angepasst werden, um so eingehalten zu werden. Die empfohlenen Grenzwerte liegen bei < 1 Helminthen-Ei pro Gramm TR und < 1.000 E. Coli / g TR. (WHO, 2006a)

Viele Länder ohne eigenes gesetzliches Regelwerk zur Klärschlammverwertung übernehmen die Grenzwerte bzw. Empfehlungen der US EPA und/oder WHO oder lehnen ihre eigene Gesetzgebung an diese Veröffentlichungen an.

3.2.6 Temperatur-Zeit-Vorgaben

Neben der Festsetzung von Grenzwerten für verschiedene pathogene Keime schreiben einige Normen Temperatur-Zeit-Kombinationen vor, nach denen ein Klärschlamm ebenfalls als desinfiziert gilt. Die in Tabelle 16 aufgeführten Temperatur-Zeit-Beziehungen zeigen eine deutliche Bandbreite der notwendigen Aufenthaltszeit bei vorgegebener Temperatur. Rechtlich bindend ist lediglich die Berechnung der U.S. EPA (2007) in den USA.

Tabelle 16: Zeit-Temperatur-Beziehung für die thermische Klärschlamm-desinfektion (DWA-AK-2.2, 2010)

Quelle	Berechnung	Notwendige Aufenthaltszeit bei einer Temperatur von:				
		50 °C	55 °C	60 °C	65 °C	70 °C
(Feachem et al., 1983)	$T=13,5 \cdot 10^6 \cdot 10^{-0,115 \cdot T}$	24 h	6 h	2 h	0,5 h	0,12 h
(U.S. EPA, 2007)	$\leq 7 \% \text{ TR} \quad T=5 \cdot 10^7 \cdot 10^{-0,14 \cdot T}$	5 d	1 d	5 h	1 h	0,2 h
	$> 7 \% \text{ TR} \quad T=1,3 \cdot 10^8 \cdot 10^{-0,14 \cdot T}$	13 d	2,7 d	13 h	2,6 h	0,5 h
ATV/VKS	$T=4 \cdot 10^5 \cdot 10^{-0,085 \cdot T}$	23 h	8,5 h	3,2 h	1,2 h	0,5 h

Die Widerstandsfähigkeit der unterschiedlichen Keime (darunter Viren, Salmonellen, Helminthen) hatten bereits Feachem et al. (1983) untersucht und eine „Safety Zone“ aus Temperatur und Zeit ermittelt (schraffierter Bereich), in der davon ausgegangen werden kann, dass eine sichere Desinfektion stattfindet. Diese graphische Darstellung ist in Abbildung 12 zu sehen.

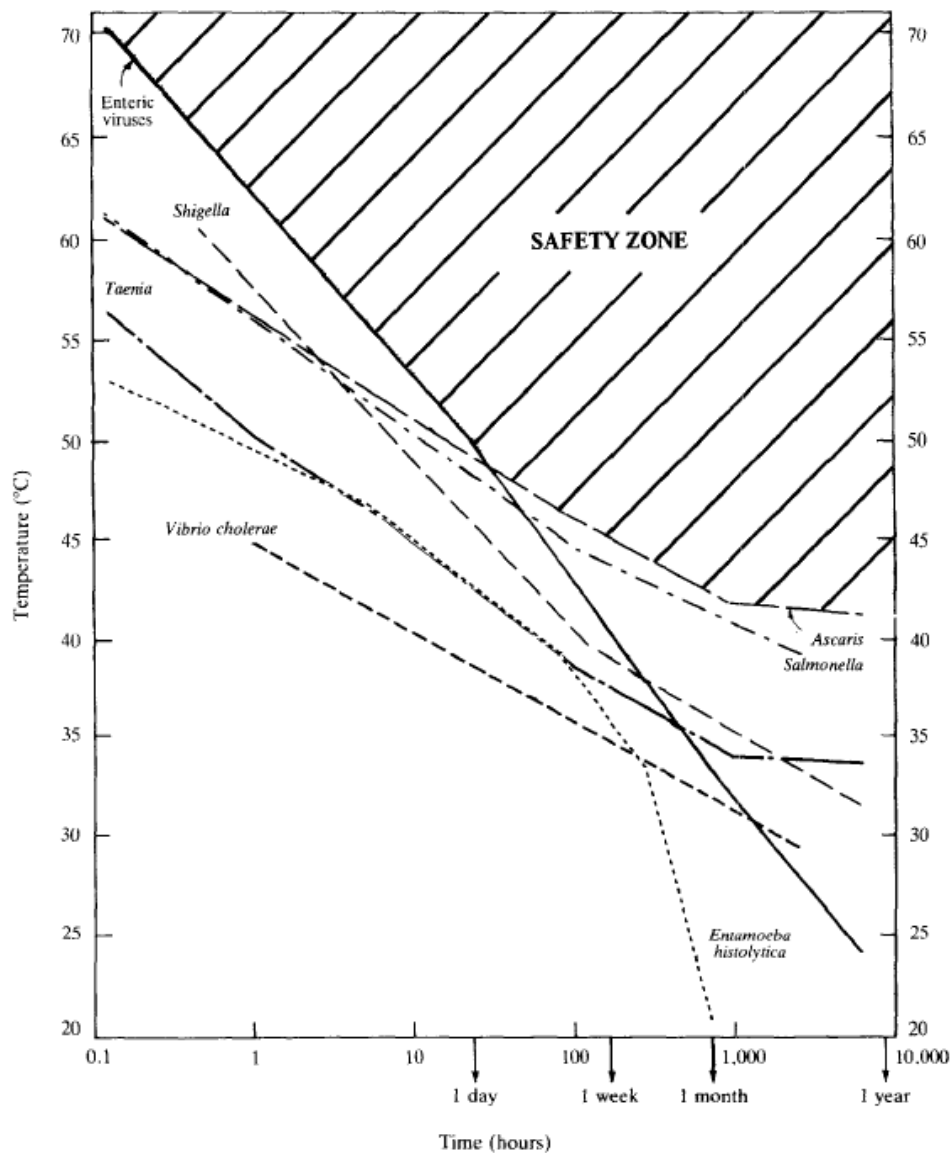


Abbildung 12: Zusammenhang von Temperatur und Zeit zur Desinfektion (Feachem et al., 1983)

3.3 Desinfektionsmethoden

Da die Überlebensfähigkeit der pathogenen Keime insbesondere von den Faktoren Feuchtigkeit, Temperatur, pH-Wert und UV-Strahlung abhängt, wird eine Veränderung dieser Randbedingungen auch für die Desinfektion genutzt. Sowohl chemische als auch thermische Desinfektionsverfahren können die Keime dauerhaft abtöten oder auch nur zeitweise inaktivieren, wobei ersteres angestrebt wird. Im Gegensatz zu Viren und Bakterien haben Würmer einen Lebenszyklus (siehe 3.1.4), so dass die Desinfektionsmethode auf ein bestimmtes Stadium auszurichten ist. Hierbei konzentrieren sich die Desinfektionsmethoden in der Regel auf die Helminthen-Eier, da außerhalb des Wirtskörpers voll entwickelte Würmer selten zu finden sind. Allerdings sind die Möglichkeiten aufgrund des

widerstandsfähigen Aufbaus der Eischale begrenzt. Zudem ist das Verhalten der verschiedenen Arten der Helminthen sehr unterschiedlich.

Die wesentlichen Wirkmechanismen zur Desinfektion sind die Hitzeeinwirkung, die pH-Wert-Verschiebung sowie die Nutzung ionisierender Strahlung (Loll, 1997). Die Wirkung der einzelnen Verfahren ist dabei wesentlich von der Kombination aus Temperatur und Dauer der Behandlung abhängig. Dabei brauchen verschiedene Keime eine unterschiedliche Temperatur bei gleicher Behandlungsdauer, wie im Diagramm von Feachem (Abbildung 12) zu sehen ist.

Marktreife Verfahren, die sich explizit an Niedertemperatur-getrocknete Klärschlämme richten, stehen derzeit nicht bereit.

3.3.1 Thermische Behandlung

Bei der **aerob-thermophilen Stabilisierung** (ATS) erfolgt eine Selbsterwärmung des eingedickten Rohschlamm (4-7 % TR) durch die biologischen Abbau- und Stoffwechselvorgänge. Hierfür ist eine kontinuierliche und aktive Sauerstoffzufuhr wesentlich. Der pH-Wert steigt durch die Behandlung auf über pH 8, wodurch Ammoniak freigesetzt wird. Das entstehende Ammoniak verbleibt zum Teil gelöst im Schlamm und unterstützt dadurch die Desinfektion, der ausgetragene Teil sollte durch eine Abluftbehandlung entfernt werden. Die Reaktoren sollten chargenweise und mindestens zweistufig betrieben werden, um Kurzschlussströmungen und somit den Austrag von nicht sicher desinfiziertem Material zu verhindern. (DWA-AK-2.2, 2010) Die Mindestbehandlungszeit bei 55 °C lässt sich bei Feachem et al. (1983) auf 6 Stunden und bei U.S. EPA (2007) auf einen Tag ermitteln. Weitere Literaturquellen ((Klages et al., 2009) und (Milieu Ltd, WRc and RPA, 2010)) geben ähnliche Behandlungszeiten an.

Die Desinfektion kann auch während der **anaeroben Stabilisierung** stattfinden, wichtig sind hierfür thermophile Bedingungen. Als Behandlungszeit empfehlen Milieu Ltd, WRc and RPA (2010) mehr als vier Stunden bei 55 °C. Bei diesem Verfahren ist ein sinnvoller Kompromiss zwischen der kontinuierlichen Beschickung für eine optimale Faulung und einem Batchbetrieb für eine sichere Desinfektion zu finden. DWA-AK-2.2 (2010) empfiehlt eine chargenweise Beschickung, bei der zuerst ein Teil des desinfizierten Faulschlamm abgezogen wird und anschließend die gleiche Menge vorgewärmter Rohschlamm beschickt wird. Dieser Vorgang findet etwa alle sechs Stunden statt.

Die **Pasteurisierung** flüssiger Klärschlämme wird vor der Stabilisierung eingesetzt. Wird sie vor der anaeroben Stabilisierung angewendet, findet in einem belüfteten Reaktor neben der Desinfektion die Hydrolyse und Versäuerung statt.

Hierdurch wird die nachfolgende Faulung entlastet, da die Aufenthaltszeit reduziert werden kann. Allerdings ist bei der Belüftung darauf zu achten, dass weiterhin möglichst viel Faulgas in der anaeroben Stufe entsteht. Die Behandlung findet im thermophilen Milieu statt, die Temperatur sollte aber nicht über 65 °C steigen, um die Hydrolyse und Versäuerung nicht zu hemmen. Die Behandlungsdauer wird mit ein bis vier Stunden angegeben. (DWA-AK-2.2, 2010) Ist keine Hydrolyse gewünscht, kann die Pasteurisierung auch bei Temperaturen bis 100 °C durchgeführt werden. Dies eignet sich vornehmlich als Vorbehandlung auf Anlagen größer 100.000 EW (Loll, 1997). In der Regel findet die Pasteurisierung im Chargenbetrieb mit mindestens drei Reaktoren statt. Über Wärmetauscher wird der Rohschlamm durch den pasteurisierten Schlamm vorgewärmt.

Bei der Desinfektion mit Kalk bewirkt nur die Verwendung von **Branntkalk** (auch Kalkhydrat, ungelöschter Kalk, CaO) eine signifikante Temperaturerhöhung. Die exotherme Löschreaktion im entwässerten Klärschlamm erreicht Temperaturen von über 50 °C. Zusammen mit einem Anstieg des pH-Wertes auf über 12 wird eine sichere Desinfektion erreicht. (Loll (1997) und Klages et al. (2009) empfehlen eine Aufenthaltszeit von mindestens zwei Stunden bei 55 °C, (DWA-AK-2.2, 2010) ermittelt die Behandlungsdauer t [h] abweichend von Tabelle 16 anhand der Temperatur T [°C], mit $T > 50$ °C, nach:

$$t = 6,0 \cdot 10^7 \cdot 10^{-0,14 \cdot T}$$

Die Behandlungsdauer bei 55 °C ergibt sich nach DWA-AK-2.2 (2010) zu 1,2 Stunden.

Wird zur Stabilisierung eine **Kompostierung** genutzt, wird der Klärschlamm ebenfalls desinfiziert. Die bei der Verrottung entstehende Wärme wird genutzt. Für eine ausreichende Durchlüftung muss dem entwässerten Klärschlamm Strukturmaterial in Form von Stroh, Sägespänen oder getrocknetem Klärschlammgranulat zugegeben werden, so dass ein Anfangswassergehalt in der Mischung von 40-60 % erreicht wird. (Klages et al., 2009) Die BioAbfV findet in der Regel keine Anwendung bei Klärschlämmen, für die Ermittlung der notwendigen Temperatur und Behandlungsdauer kann sie dennoch Aufschluss geben. So müssen nach Anhang 2, 2.2.2 BioAbfV die während der Kompostierung durch biologischen Abbau entstehenden Temperaturen mindestens 55 °C erreichen und im gesamten Rottematerial über mindestens zwei Wochen gehalten werden. Hiermit wird ein regelmäßiges Wenden und Umsetzen implizit vorgeschrieben. In Bioreaktoren zur Kompostierung ist eine Mindestaufenthaltsdauer von sieben Tagen bei mindestens 60 °C einzuhalten. Anschließend kann eine Nachrotte notwendig werden. Wie bei der ATS hat das entstehende Ammoniak zusätzlich

desinfizierende Wirkung. Ebenfalls ist die Abluft geruchsbeladen und muss entsprechend gereinigt werden. (DWA-AK-2.2, 2010)

Bei allen thermischen Desinfektionsverfahren entsteht **Ammoniak**, das teilweise unterstützend für die Desinfektion wirkt. Ein Teil des Ammoniaks wird aber immer auch über den Brüden ausgetragen. Die Emissionen dürfen nach 5.4.8.10.2 TA Luft (2002) die genannten Grenzwerte von 0,10 kg/h oder 20 mg/m³ nicht überschreiten, sofern es sich um eine nach BImSchG genehmigungsbedürftige Anlage handelt. Werden die Grenzwerte nicht eingehalten, ist eine Abluftbehandlung vorzusehen.

Laut DWA-AK-2.2 (2010) ist die thermische Desinfektion die zuverlässigste Behandlungsmethode. Temperatur und Behandlungszeit können sehr genau gesteuert werden und dadurch Bakterien, Viren und Parasiten inaktivieren, bzw. abtöten.

3.3.2 Trocknung

Wesentlich ist nach DWA-AK-2.2 (2010), dass eine Volltrocknung (> 80 % TR) vorgenommen wird und die Behandlungstemperatur für mindestens 30 Minuten 70 °C übersteigt. Es wird darauf hingewiesen, dass die Reinfektionsgefahr nur gering ist, solange der Klärschlamm trocken ist. Eine niederthermische Trocknung (unter 50 °C) ist für eine sichere Desinfektion mit einer Vor- oder Nachbehandlung zu versehen.

Die U.S. EPA (2007) nennt als einen PFRP (Process to Further Reduce Pathogens) die thermische Trocknung. Während der Trocknung muss der Klärschlamm eine Temperatur von mindestens 80 °C und einen Trockenrückstand von mindestens 90 % erreichen. Auch der Novellierungsentwurf der EU-Klärschlammrichtlinie (Milieu Ltd, WRc and RPA, 2010) nennt die thermische Trocknung als „advanced treatment“ zur Desinfektion. Hier werden die gleichen Anforderungen wie in U.S. EPA (2007) gestellt.

Für die thermische Trocknung zur Desinfektion eignen sich alle Verfahren, die unter 2.4.1 und 2.4.2 aufgeführt sind. Die einzige Ausnahme bildet der Dünnschichttrockner, in dem nur eine Teiltrocknung erreicht wird.

3.3.3 pH-Wert-Verschiebung

Der Einsatz von Kalkhydrat (auch Kalkmilch, Ca(OH)₂) bei flüssigem Klärschlamm führt zu einem pH-Wert-Anstieg, jedoch ohne Temperaturerhöhung und damit lediglich zu einer Inaktivierung der pathogenen Mikroorganismen. Die flüssige Kalkmilch wird mit dem Klärschlamm 24 Stunden vermischt, anschließend

mindestens drei Monate bei $\text{pH} > 12$ gelagert und dabei regelmäßig gemischt. (DWA-AK-2.2, 2010) Anschließend kann das Gemisch auf kalkarmen Böden landwirtschaftlich verwertet werden (Thomé-Kozmiensky, 1998). Da die pathogenen Keime lediglich inaktiviert werden, ist eine Wiederverkeimung möglich, wenn der pH-Wert wieder unter 12 fällt.

Die Verwendung von Branntkalk führt auch zu einer pH-Wert-Verschiebung, für die Desinfektion relevant ist jedoch der Temperaturanstieg (siehe 3.3.1).

3.3.4 Ionisierende Strahlung

Der entwässerte Klärschlamm erfährt bei Raumtemperatur eine Bestrahlung mit β -Strahlen oder γ -Strahlen. Beta-Strahlen müssen mindestens eine Dosis von einem Megarad aufweisen, Gamma-Strahlen stammen aus dem Zerfall von bspw. Kobalt 60 oder Cäsium 137. Eine Behandlungsdauer wird in U.S. EPA (2007) nicht angegeben. Die Behandlung mit ionisierender Strahlung hat jedoch in der Klärschlammbehandlung keine praktische Bedeutung (DWA-AK-2.2, 2010).

3.3.5 Trocknung, Lagerung und Temperaturerhöhung in der solaren Klärschlamm Trocknung

Durch den Prozess der Trocknung in Kombination mit einer mehrtägigen bis mehrwöchigen Lagerung und Temperaturerhöhung findet im Solartrockner bereits eine Reduktion pathogener Mikroorganismen statt. Allerdings unterliegt diese in gemäßigten Klimazonen witterungsbedingten Schwankungen (Philipp et al., 2006). Bedingt durch eine hohe Temperatur und Globalstrahlung, kann in warmen Klimazonen eine höhere Desinfektionsleistung sowie eine stabilere Produktqualität erwartet werden.

Untersuchungen von Ögleni & Özdemir (2010) in der Türkei zeigten bei Fäkalcoliformen Keimen eine Reduktion um zwei log-Stufen ($4,2 \times 10^7$ auf $1,7 \times 10^5$ MPN/g TR) als der Schlamm innerhalb von zwei Tagen auf 90 % TR getrocknet war. Der Schlamm wurde dabei 2 cm dick auf dem Betonboden aufgetragen und regelmäßig gewendet. Nach einer weiteren Lagerung von sechs Wochen reduzierte sich der Keimgehalt auf $2,5 \times 10^4$ MPN/g TR. Sowohl Salmonellen als auch Helminthen-Eier (*Ascaris lumricoides*) konnten an diesem Standort nicht nachgewiesen werden.

Ähnliche klimatische Bedingungen (Außentemperatur ca. 30 °C, 35 % relative Feuchte, Globalstrahlung \varnothing 300 W/m², max. 1.000 W/m²) herrschten bei den Untersuchungen von (Mathioudakis et al., 2009) in Griechenland. Hier trocknete der Schlamm innerhalb von sieben bis zwölf Tagen auf 94 % TR und reduzierte die

coliformen Keime dabei um ebenfalls zwei log-Stufen. Die Gesamtcoliformen erreichten einen Wert von 2×10^4 KBE/g TR, die Fäkalcoliformen 10^3 KBE/g TR.

Paluszak et al. (2012) führten in Nordpolen Untersuchungen zur Desinfektion in Solartrocknern sowohl im Sommer als auch im Winter durch. Als Indikatororganismen wurden *E. Coli*, *Salmonella* Senftenberg W775 und Helminthen-Eier (*Ascaris suum*) verwendet. Bei den klimatischen Bedingungen der Außenluft im Sommer (Temperatur: 22,2 °C, relative Feuchte: 58 %, Globalstrahlung: 327,8 W/m²) konnte *E. Coli* innerhalb von 28 Tagen um fünf log-Stufen ($4,3 \times 10^7$ auf $7,2 \times 10^2$ MPN/g TR) reduziert werden. Salmonellen reduzierten sich lediglich um zwei log-Stufen auf $3,2 \times 10^5$ MPN/g TR. Im Winter bei deutlich niedrigerer Temperatur und Globalstrahlung (Temperatur: 2 °C, relative Feuchte: 89 %, Globalstrahlung: 27,7 W/m²) war die Keimreduktion von *E. Coli* mit nur einer log-Stufe erheblich geringer. Salmonellen konnten auch bei winterlichen Bedingungen um drei log-Stufen reduziert werden, von 2×10^9 auf $6,8 \times 10^6$ MPN/g TR. Helminthen-Eier konnten weder im Sommer noch im Winter reduziert werden.

Die von Bauerfeld (2012) im Winter bis Frühjahr in Norddeutschland durchgeführten Untersuchungen erreichten eine Reduktion von *E. Coli* um zwei log-Stufen (10^6 auf 10^4 MPN/g TR) in einem Behandlungszeitraum von 15 Wochen. Die Temperaturen im Gewächshaus lagen zwischen 0 °C und 23 °C.

Auch wenn in den verschiedenen Untersuchungen teilweise signifikante Reduktionsraten pathogener Mikroorganismen erreicht werden konnten, wurden die Grenzwerte, wie sie bspw. die EPA oder WHO vorschreiben bzw. empfehlen nur selten unterschritten. Ein sicheres Einhalten der Grenzwerte ist somit ohne gezielte Desinfektion nicht gewährleistet. Auch nach DWA-AK-2.2 (2010) ist eine ausreichende Desinfektion in einer niederthermischen Trocknung, wie bspw. der solaren Trocknung, nur mit einer desinfizierenden Vor- oder Nachbehandlung zu erreichen.

4 Material und Methoden der solaren Klärschlamm Trocknung und Desinfektion

4.1 Standorte

Die Untersuchungen zur solaren Klärschlamm Trocknung wurden an den Standorten Penzing und Braunschweig in Deutschland, Cali in Kolumbien und Kłodzko in Polen durchgeführt. An allen vier Standorten wurden Untersuchungen mit der halbtechnischen Versuchsanlage durchgeführt. An den Standorten Penzing, Cali und Kłodzko wurden zusätzlich Untersuchungen an dem jeweiligen großtechnischen Solartrockner durchgeführt sowie die Betriebsdaten mehrerer Jahre ausgewertet. Alle drei großtechnischen Solartrockner waren mit der gleichen Wende-technik (einem Schaufelwender) ausgestattet, Unterschiede fanden sich in der Eindeckung und Nutzung von Zusatzwärme.

Parallel zu den halb- und großtechnischen Untersuchungen fanden in Braunschweig Untersuchungen im Labormaßstab zu einzelnen Fragestellungen statt. Die Auswahl der Standorte erfolgte mit dem Ziel, ein breites Klimaspektrum abzudecken. Auf Basis dieser Klimadaten und Untersuchungen erfolgten alle Auswertungen.

Die Untersuchungen zur thermischen Desinfektion fanden ausschließlich am Standort Berching in Deutschland statt. Das verwendete Verfahren ist unabhängig von den Klimabedingungen, daher waren keine Standortwechsel notwendig.

Der Klimaeinfluss ist stark von lokalen Randbedingungen abhängig, in Tabelle 17 sind die klimatischen Randbedingungen der gewählten Standorte dargestellt. Sie folgen der Klimadefinition von Köppen & Geiger (1954) mit langjährigen Mittelwerten nach Tukiainen (2016). Zusätzlich sind in den darauffolgenden Abbildungen die Klimadiagramme der Standorte dargestellt.

Tabelle 17: Klimatische Randbedingungen der Standorte

Klimaklassifikation (Köppen & Geiger, 1954)	Tropisches Klima (Aw)	Gemäßigtes Klima (Cfb)	Kühlgemäßigtes Klima (Dfb)
Temperatur [°C]	Durchschnittstemperatur aller Monate: jeweils größer 18 °C	Durchschnittstemperatur kältester Monat: > 0 °C, wärmster Monat: < 22 °C	Durchschnittstemperatur kältester Monat: < 0 °C, mind. 4 Monate > 10 °C
Niederschlag	Regenklima, aber trockenster Monat < 60 mm	Ganzjährig Niederschläge, gleichmäßig verteilt	ganzjährig Niederschläge

Das Klimadiagramm von Cali, Kolumbien (Abbildung 13) zeigt, dass sich der Standort sehr gut mit der allgemeinen Klimaklassifikation deckt. Alle Monate haben eine Durchschnittstemperatur von über 23 °C und das Klima ist überwiegend humid. Die Niederschläge verteilen sich auf zwei ausgeprägte Regenzeiten, während der Trockenzeit liegt der Niederschlag im Minimum bei 39 mm (August) und damit deutlich unter 60 mm. Die Bestrahlung liegt im Mittel in Cali bei 1440 kWh/(m²·a).

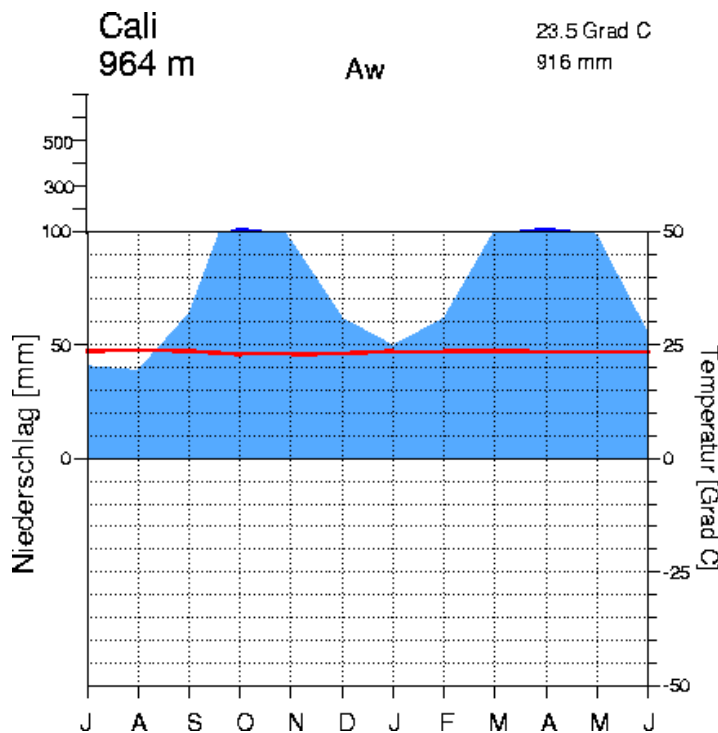


Abbildung 13: Klimadiagramm Cali, Kolumbien (Mühr, 2010)

In Braunschweig, Deutschland liegt die Globalstrahlung bei 970 kWh/(m²·a), das Klima ist ganzjährig humid und die Niederschläge sind relativ gleichmäßig verteilt (Abbildung 14). Im kältesten Monat (Januar) liegt die Durchschnittstemperatur bei 1,2 °C und im wärmsten Monat (Juli) bei 17,7 °C. Die jahreszeitlichen Schwankungen werden durch den maritimen Einfluss begrenzt. Die Grenzen der Klassifikation eines Cfb-Klimas werden somit erfüllt.

Kłodzko, Polen (Abbildung 15) liegt im Übergangsbereich von Cfb- und Dfb-Klima. In der Abbildung ist das Klima mit warmgemäßigt (Cfb) benannt, die Temperaturen entsprechen jedoch auch dem borealen Klima (Dfb). Der kälteste Monat (Januar) liegt mit -2,7 °C unter dem Gefrierpunkt, gleichzeitig überschreiten fünf Monate die 10 °C-Marke. Es ist ganzjährig humid und die Schwankungen von Temperatur und Luftfeuchtigkeit über die Jahreszeiten zeigen einen

deutlichen kontinentalen Einfluss. Die Bestrahlung liegt mit $1030 \text{ kWh}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ geringfügig höher als im gemäßigten Klima.

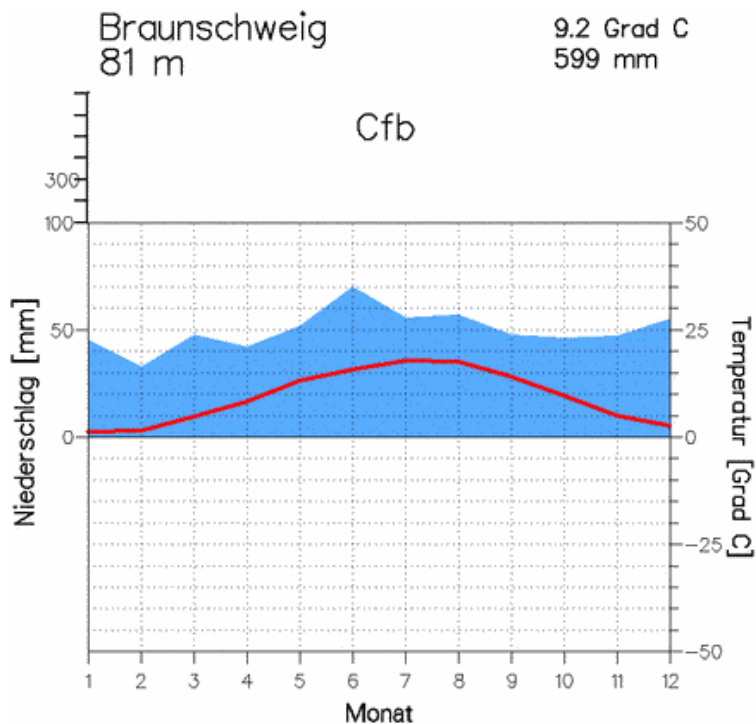


Abbildung 14: Klimadiagramm Braunschweig, Deutschland (Mühr, 2010)

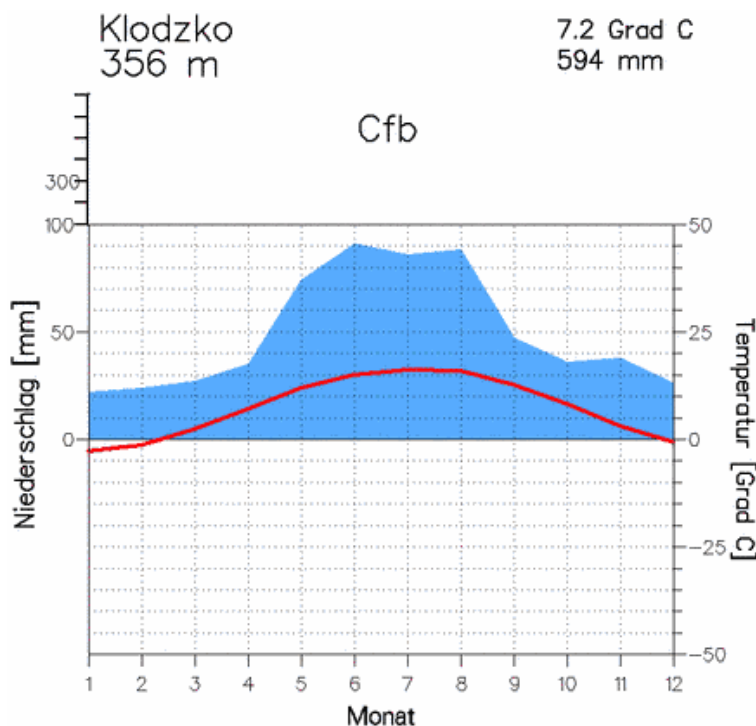


Abbildung 15: Klimadiagramm Kłodzko, Polen (Mühr, 2010)

Neben dem Klima unterscheiden sich die Untersuchungsstandorte in der verwendeten Verfahrenstechnik, der Anschlussgröße und den durchgeführten

Untersuchungen. Tabelle 18 gibt einen Überblick über die verschiedenen Untersuchungsstandorte.

Tabelle 18: Übersicht der Untersuchungsstandorte

	Penzing, Deutschland	Braun- schweig, D	Cali, Kolumbien	Kłodzko, Polen	Berching, D
Klima	Gemäßigtes Klima (Cfb)	Gemäßigtes Klima (Cfb)	Tropisches Klima (Aw)	Kühlgemäßig- tes Klima (Dfb)	Gemäßig- tes Klima (Cfb)
Untersu- chung	Halbtechnik, Großtechnik	Halbtechnik, Labormaßstab	Halbtechnik, Großtechnik	Halbtechnik, Großtechnik	Halbtech- nik (Desin- fektion)
Anschluss- größe	7.500 EW	350.000 EW	2 Mio. EW	20.000 EW	12.000 EW
Abwasserbe- handlung	Mechanik, Belebung mit C-Elimination u. Nitrifika- tion, P-Fäl- lung	Mechanik, Be- lebung mit voll- ständiger Nährstoffelimi- nation	Mechanische Abwasserbe- handlung	Mechanik, Be- lebung mit C-Elimination und Nitrifika- tion	Mechanik, Belebung mit C- und N-Elimina- tion
Klär- schlammsta- bilisierung	Simultan ae- robe Schlammsta- bilisierung	Thermophile anaerobe Sta- bilisierung	Mesophile anaerobe Stabilisierung	Simultan ae- robe Schlamm- stabilisierung, unkontrollierte kalte Faulung	Mesophile anaerobe Stabilisie- rung
Entwässe- rung	Schnecken- presse	Zentrifuge	Siebband- presse	Zentrifuge	Zentrifuge
Trocknung	Solar	Nicht vorhan- den	Solar für 1/3 des Schlamms	Solar	Nicht vor- handen
	Keine Zu- satzheizung		Fußboden- heizung	Fußbodenhei- zung	
	Doppelnop- penfolie		Einlagige Fo- lie	Polycarbonat- platten	
Schlammver- wertung	Monover- brennung	Landwirtschaft	Kompostie- rung mit den restlichen 2/3 Schlamm, Landwirt- schaft	Deponierung, Landwirtschaft	Verbren- nung

4.2 Versuchsanlage SKT

Die vorliegenden Untersuchungen wurden an mehreren großtechnischen Solartrocknern (siehe 4.3.1) sowie einer halbtechnischen Versuchsanlage durchgeführt. Die Versuchsanlage wurde für einen 20 Fuß-Übersee-Container konstruiert, um an die verschiedenen Standorte transportiert werden zu können. Aufgrund dieser Randbedingungen hat die Versuchsanlage eine Schlamm-trocknungsfläche von ca. 7 m² bei Außenmaßen von 5x2x2,5 m (LxBxH) und ein Luftvolumen von etwa 17 m³. Die in Abbildung 16 gezeigte halbtechnische Versuchsanlage verfügt über alle wesentlichen Merkmale einer großtechnischen solaren Klärschlamm-trocknung sowie eine Vielzahl zusätzlicher Messinstrumente, um den Trocknungsprozess detailliert verfolgen und dokumentieren zu können.



Abbildung 16: Halbtechnische Anlage zur solaren Klärschlamm-trocknung

Wie großtechnische Solartrocknungsanlagen verfügt die Versuchsanlage über eine transparente Einhausung, hierfür wurde UV-beständiges Polycarbonat verwendet. Das Schlammbeet wird regelmäßig mit einem Schaufelwender durchmischt, wobei das Wendeintervall variiert werden kann. Anders als die Großtechnik, ist die Versuchsanlage vollständig aus Edelstahl gefertigt. Die Trocknungsfläche ist mittels Fußbodenheizung beheizbar und auf Wägezellen gelagert. Ein Ventilator und eine Lochplatte auf der gegenüberliegenden Seite sorgen für einen

Luftaustausch im Inneren, für zusätzliche Turbulenz über dem Schlammbeet ist ein weiterer Ventilator mittig in der Anlage montiert. Der Ventilator kann gegen einen Heizlüfter ausgetauscht werden, um auf diese Weise neben der Fußbodenbeheizung den Einfluss einer weiteren Wärmequelle untersuchen zu können.

Die eingebauten Messeinrichtungen sind in Abbildung 6 dargestellt.

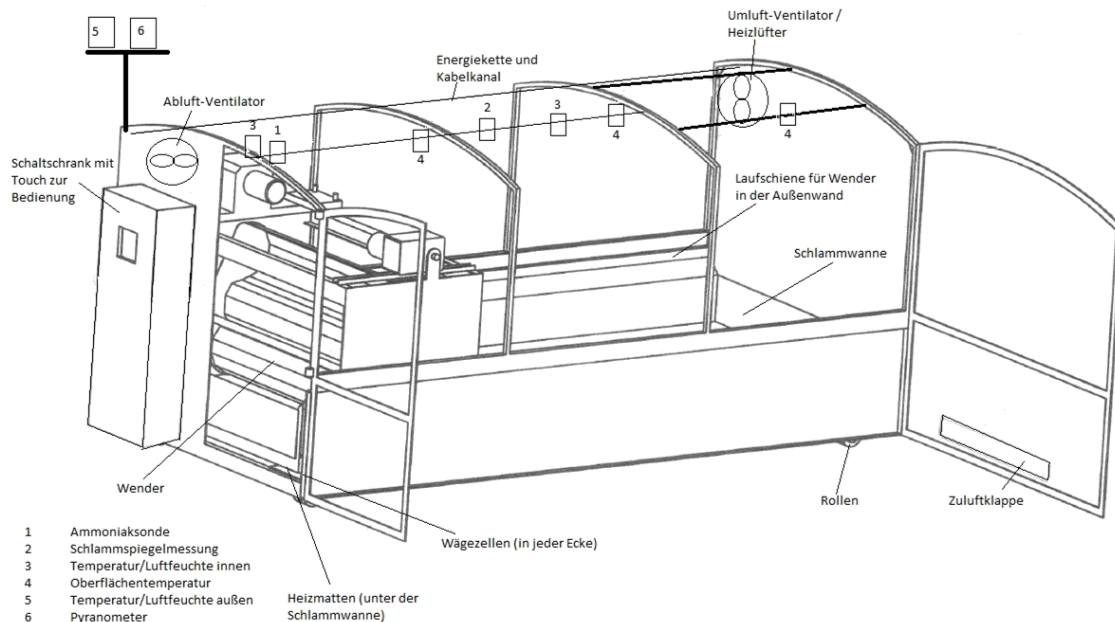


Abbildung 17: Konstruktionszeichnung des solaren Versuchstrockners inkl. Messtechnik, nach (HUBER SE, 2012)

Die Messtechnik für die folgenden Parameter ist in der Versuchsanlage verbaut:

- Lufttemperatur außen
- Luftfeuchtigkeit außen
- Globalstrahlung außen
- Lufttemperatur innen (2x)
- Luftfeuchtigkeit innen (2x)
- Ammoniakgehalt der Abluft
- Schlammoberflächentemperatur (2x)
- Temperatur unter der Schlammwanne
- Schlammhöhe
- Schlammgewicht

Eine Speicher-Programmierbare-Steuerung ermöglicht die Bedienung vor Ort und per Fernzugriff sowie das Erfassen der Messdaten. Die Beschickung der Versuchsanlage erfolgt händisch und die Trocknung wird überwiegend als Batch betrieben.

4.3 Durchführung der Versuche zur solaren Klärschlamm Trocknung

4.3.1 Großtechnik

An allen drei Standorten Penzing, Cali und Kłodzko wurden über mehrere Monate hinweg Wetterdaten aufgenommen, der Solartrockner und andere Stellen der Kläranlage beprobt. Hierzu wurde das Eintrags- und Austragsmaterial sowie der Verlauf im Solartrockner analysiert. In allen Proben wurde der Trockenrückstand bestimmt, zumeist ebenso der organische Trockenrückstand und in ausgewählten Untersuchungen wurden Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor, Spurenelemente) und Schadstoffe (pathogene Organismen, Schwermetalle) analysiert. Die Solartrockner befanden sich jeweils im Regelbetrieb, eine Veränderung der Betriebseinstellungen fand nicht statt.

Der Untersuchungszeitraum wurde anhand der klimatischen Randbedingungen ausgewählt. Zu welcher Jahreszeit jeweils die Untersuchungen an den großtechnischen Anlagen stattfanden, ist in Tabelle 19 dargestellt.

Tabelle 19: Untersuchungszeitraum der Großtechnik

Standort	Jahreszeit
Penzing	Frühling bis Sommer
Cali	Trocken- und Regenzeit
Kłodzko	Winter bis Frühsommer

Darüber hinaus wurden an allen Standorten die Betriebsdaten der vergangenen Jahre ausgewertet. Auch wenn sich die Datengrundlage je nach Standort unterschied, konnte jeweils die behandelte Menge Klärschlamm (entwässert und getrocknet) ermittelt werden. Darüber hinaus lagen teilweise Daten zu den Betriebseinstellungen, dem Betriebsmittelverbrauch und der Schlammanalytik vor.

4.3.2 Versuchsanlage

Die Versuchsanlage wurde an vier Standorten (Penzing, Braunschweig, Cali, Kłodzko) jeweils für mehrere Monate betrieben. Neben den standortbedingten veränderten klimatischen Randbedingungen und Schlammigenschaften wurden die Betriebseinstellungen variiert. Alle Messdaten der in der Versuchstechnik verbauten Sensordaten wurden digital gespeichert und regelmäßig ausgelesen. Für die Schlammanalytik fand täglich eine Sichtkontrolle mit Probenahme statt. Die Mischprobe wurde hinsichtlich Trockenrückstand, organischem Trockenrückstand und den enthaltenen Mengen an Stickstoff, Phosphor, pathogenen Mikroorganismen und Schwermetallen analysiert. Im Gegensatz zu den

größtechnischen Anlagen wurde der Versuchstrockner im Batch betrieben. Ein Versuchsdurchgang wurde beendet, wenn der Schlamm einen Trockenrückstand von mindestens 85 % erreicht hatte oder keine Gewichtsabnahme mehr erkennbar war.

Die Untersuchungsschwerpunkte (Betriebseinstellungen, Analytik) waren je nach Standort unterschiedlich. Nach der Erstinbetriebnahme in Penzing erfolgte dort ein Betrieb zum Abgleich mit der Großtechnik im gemäßigten Klima im Frühjahr/Sommer. Hierbei wurden die Einstellungen so lange variiert, bis die Ergebnisse denen der Großtechnik möglichst nahe kamen, damit spätere Ergebnisse der Versuchsanlage auf die Großtechnik übertragen werden konnten.

Das tropische Klima am Standort Cali sorgt für relativ gleichmäßige Umgebungsbedingungen, somit wurden hier vornehmlich Änderungen der Betriebsweise vorgenommen. Es wurde untersucht, welchen Einfluss die Schlammbeethöhe (definiert durch die Masse des eingebrachten Schlamms), das Wendeintervall und die Rückmischung von getrocknetem Klärschlammgranulat auf den Trocknungsprozess und das Trocknungsergebnis haben. Um die Trocknungsleistung nachts, bzw. in der Regenzeit zu verbessern, wurde ebenfalls der Betrieb mit Zusatzheizung (Fußbodenheizung) untersucht. Aufgrund der landwirtschaftlichen Verwertung des Klärschlammes wurde hier ein Schwerpunkt auf die Desinfektionsleistung sowie den Gehalt an Nähr- und Schadstoffen gelegt.

In Kłodzko wurde die Versuchsanlage zu Winterende aufgestellt und bis in den Frühsommer betrieben. Aufgrund der kalten Temperaturen zu Beginn lag der Fokus auf einem Betrieb mit Fußbodenheizung. Anschließend wurde die Luftwechselrate variiert. Auch hier wurde die Reduktion pathogener Mikroorganismen sowie die Konzentration an Nähr- und Schadstoffen analysiert.

Am Standort Braunschweig wurde die Versuchsanlage einerseits in einer Halle betrieben, um die Verdunstungsleistung der Zusatzheizung (Fußbodenheizung, Heizlüfter) zu ermitteln. Der Energieeintrag durch Solarstrahlung sowie die Temperaturschwankung wurden auf ein Minimum reduziert. Anschließend erfolgte die Außenaufstellung von Herbst bis Frühjahr mit den Untersuchungsschwerpunkten Luftwechsel/Luftturbulenz sowie der Energieeintrag durch Zusatzheizung bei winterlichen Bedingungen. Verwendet wurden erneut beide Aggregate (Fußbodenheizung, Heizlüfter).

Eine Übersicht der Versuchseinstellungen ist in Tabelle 20 aufgeführt.

Tabelle 20: Untersuchte Einstellungen und Randbedingungen

Untersuchungsschwerpunkte		Einstellungen
Penzing, Deutschland	Erstinbetriebnahme Abgleich mit der Großtechnik	
Cali, Kolumbien	Schichthöhe	5, 8, 10 cm
	Wendeintervall	alle 60, 120, 240 Minuten
	Rückmischung von getrocknetem Schlamm	10, 17, 25, 50 %
	Zusatzheizung	Fußbodenheizung: 55 °C, nachts
Kłodzko, Polen	Zusatzheizung	Fußbodenheizung: 55 °C, nachts und ganztägig
	Belüftung	
Braunschweig, Deutschland	Ohne Solarstrahlung	Fußbodenheizung: 55 °C und 80 °C Heizlüfter: ca. 70 °C
	Winterbetrieb	Fußbodenheizung Heizlüfter
	Belüftung	
Braunschweig, Deutschland (Labormaßstab)	Schichthöhe	3,5; 5,5; 6,5; 8,0; 10,0 cm
	Nutzung von Biopolymer	
	Gefrierkonditionierung	

4.4 Versuchsanlage zur thermischen Desinfektion

Die Untersuchungen zur thermischen Desinfektion fanden an einer durch die Firma HUBER SE neu entwickelten Anlage statt. Sie dient der Aufheizung und Volltrocknung von solar getrocknetem Klärschlammgranulat. Ziel der Anlagenentwicklung war es, die von der US-EPA-Richtlinie 503 (U.S. EPA, 2007) geforderten Kriterien (Temperatur, Zeit, TR) zu erreichen. Anhand der in Tabelle 14 dargestellten möglichen Temperatur-Zeit-Kombinationen wurde eine Mindesttemperatur von 70 °C gewählt, bei der sich eine Aufenthaltszeit von 30 Minuten ergibt. Bei einer niedrigeren Temperatur läge die notwendige Behandlungsdauer in einem Bereich, der für die Vielzahl der geplanten Versuche nicht praktikabel wäre. Darüber hinaus sollte ein Trockenrückstand von mindestens 90 % im Austrag erreicht werden.

Die Versuchsanlage ist in einem 20 Fuß-Container installiert, um Transporte zu ermöglichen. Außerhalb des Containers befindet sich die manuelle Aufgabe und Zuförderung des getrockneten Klärschlammes. Der Energieeintrag erfolgt mittels Thermoöl, das auf maximal 150 °C erhitzt werden kann, die Temperatur ist dabei frei einstellbar. Das Thermoöl durchströmt sowohl die Schneckenwelle als auch den Fördertrog, welcher in vier Segmente unterteilt ist. Es handelt sich somit um eine indirekte Kontakt-trocknung. Alle fünf Bereiche sind separat vom Thermoöldurchfluss zu - oder abtrennbar. Die technische Realisierung ist in Abbildung 18 dargestellt. Abbildung 19 zeigt einen Blick in das Innere der Heizschnecke mit dem Trockengranulat.



Abbildung 18: Versuchsanlage



Abbildung 19: Trockengranulat

Die schematische Zeichnung in Abbildung 20 zeigt die wesentlichen Elemente der Versuchsanlage sowie die Lage der Sensoren. Kernstück ist die Heizschnecke (1). Dabei handelt es sich um eine geneigt aufgestellte Paddelschnecke, welche den zugeführten Schlamm auf einer Länge von ca. 4 m befördert. Die Paddel dienen gleichzeitig dem Transport sowie der guten Durchmischung des Förderguts. Zudem soll ein besserer Austrag des Wassers aus dem Schlamm erreicht werden. Das zu desinfizierende Material wird manuell in einen Aufgabetrog gegeben, der mit einer Vorsiebung versehen ist, um den maximalen Korndurchmesser von 1 cm einzuhalten. Eine Förderschnecke (2) transportiert den getrockneten Schlamm ins Containerinnere in die Heizschnecke. Nachdem der Schlamm beide Schnecken durchlaufen hat, fällt er durch den Abwurfschacht auf eine Abwurfklappe, die sich öffnet, wenn sich eine definierte Menge Schlamm darauf gesammelt hat. Der Schlamm fällt dann in eine Abwurfwanne (3) und muss aus dieser manuell entsorgt werden. Um die dem Trockengut entzogene Feuchtigkeit aus der Heizschnecke auszutragen und die Bildung von Kondensat zu vermeiden, ist die Anlage mit einem Lüftungssystem (4) ausgestattet. Dieses ist stufenweise einstellbar und fördert die Luft in gleicher Richtung wie die Schlammförderung durch die Heizschnecke. Zusätzlich ist das Lüftungssystem mit einem Heizregister (5) ausgestattet. Dieses befindet sich hinter dem Lüfter und erhitzt den geförderten Luftstrom zusätzlich bevor dieser die Heizschnecke durchströmt.

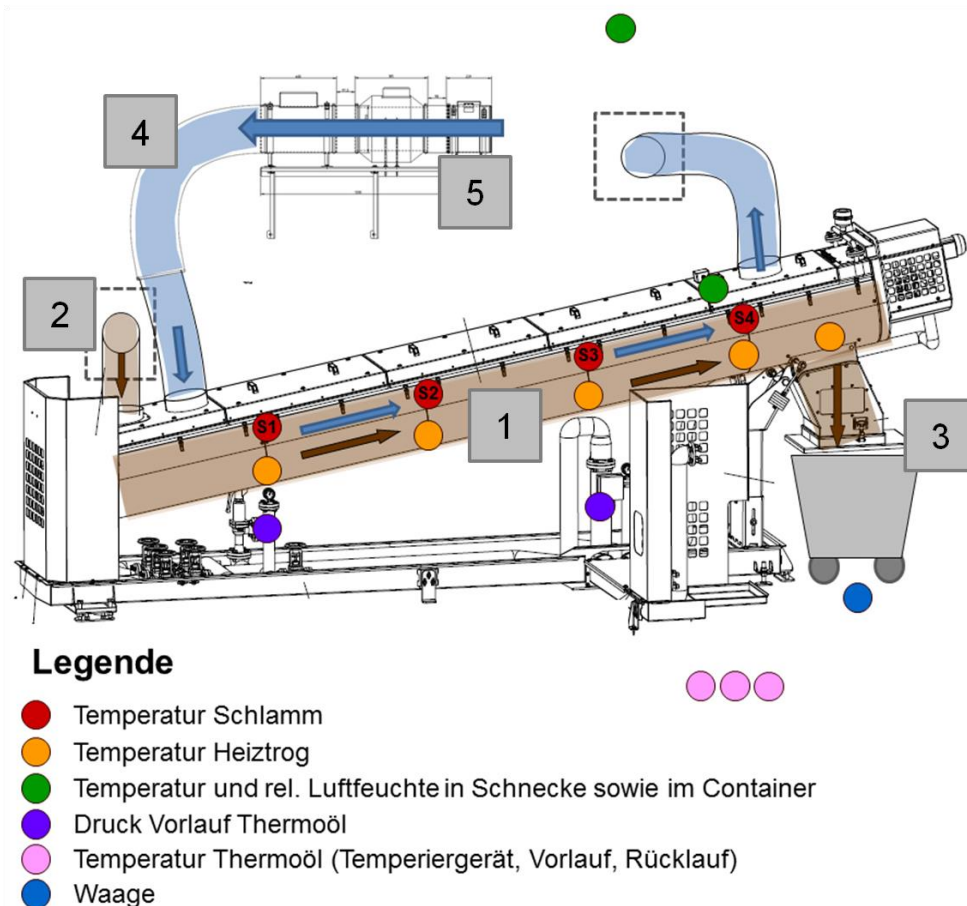


Abbildung 20: Schematische Zeichnung der Anlage zur thermischen Desinfektion inkl. Lage der Sensoren, nach (HUBER SE, 2014)

Um die Förderleistung, die einzelnen Temperaturen sowie den Energiebedarf beurteilen zu können, ist die Versuchsanlage mit entsprechender Messtechnik ausgestattet. Thermoelemente erfassen die Temperatur im Thermoöl, im Trog der Förderschnecke sowie in jedem der vier Segmente in der Schlammschüttung im Anlageninneren. Temperatur und Luftfeuchte werden im Containerinneren und in der Förderschnecke bestimmt, des Weiteren wird die geförderte Luftmenge gemessen. Die Abwurfwanne steht auf Wägezellen, so dass das Gewicht des geförderten Schlammes gemessen werden kann. Diese Messdaten werden digital erfasst und gespeichert und können regelmäßig ausgelesen werden.

4.5 Durchführung der Untersuchungen zur Desinfektion

4.5.1 Im Solartrockner

Sowohl in der Versuchsanlage als auch in der Großtechnik wurden Untersuchungen zur Belastung mit pathogenen Mikroorganismen sowie der Desinfektionsleistung durchgeführt. Als Indikatororganismen wurden coliforme Keime (E. Coli, Fäkalcoliforme) verwendet. Darüber hinaus wurde der Klärschlamm an allen

Standorten auf Salmonellen untersucht. Am Standort Cali wurde zusätzlich das Vorhandensein von Helminthen-Eiern analysiert. An den anderen Standorten wurde darauf verzichtet, da ein Vorkommen nicht angenommen wird.

In der Großtechnik wurden das Eintragsmaterial und das Trockengranulat untersucht, in der Versuchsanlage wurden ausgewählte Chargen zu Beginn, zum Ende und regelmäßig über den Trocknungsverlauf untersucht. Ziel dieser Untersuchungen war es, herauszufinden, welche Reduktion in einem Solartrockner bei verschiedenen Betriebseinstellungen erreicht werden kann. Explizit wurden auch Chargen mit Nutzung der Fußbodenheizung analysiert, da hierbei deutlich höhere Temperaturen im Schlamm erreicht werden können. Darüber hinaus wurde in Cali die Keimreduktion bei der Langzeitlagerung untersucht. Hierzu wurde ein Teil des Schlammes nach Abschluss der zehntägigen Trocknungsphase weitere 35 Tage in Wannen im großtechnischen Solartrockner gelagert und regelmäßig gewendet, ohne durch dessen Betrieb beeinflusst zu werden.

4.5.2 In der Schnecke

Die Untersuchungen zur thermischen Desinfektion fanden ausschließlich an einem Standort in Süddeutschland statt. Da es sich bei der thermischen Desinfektion um ein klimaunabhängiges Verfahren handelt, fand ein Standortwechsel hier nicht statt. Das verwendete Eintragsmaterial war solar getrockneter Klärschlamm der Kläranlage Penzing. In einigen Versuchen wurde dieser mit Primär- bzw. Überschussschlamm der Kläranlage Berching angeimpft, um die Keimzahl zu erhöhen.

Alle Untersuchungen an der Desinfektionsschnecke wurden im Batchbetrieb durchgeführt und mit jeder Charge wurden die Betriebseinstellungen verändert. Da nicht alle Chargen mikrobiologisch untersucht wurden, wurden Temperatur und Aufenthaltszeit ausgewertet. Maßgebend war dabei die EPA-Richtlinie 503 (U.S. EPA, 2007), welche besagt, dass ein Klärschlamm sicher desinfiziert ist, wenn er bei einer Temperatur von mind. 70 °C für einen Zeitraum von mindestens 30 Minuten behandelt wurde. Zusätzlich muss ein Trockenrückstand von mindestens 90 % erreicht werden. Für die mikrobiologischen Untersuchungen wurde der Indikatorparameter coliforme Keime gewählt. Es galt, den Grenzwert von unter 1.000 MPN coliforme Keime pro Gramm TR einzuhalten.

Variiert wurden die Aufenthaltsdauer in der Anlage (eingestellt durch die Drehzahl der Heizschnecke), die Temperatur des Thermoöls, der Trockenrückstand und die Keimbelastung des Eintragsmaterials sowie die Luftwechselrate. Die Korngrößenverteilung wurde analysiert, um abschätzen zu können, ob die Zieltemperatur auch im Inneren des Granulats erreicht wird.

Neben den digital aufgezeichneten Messdaten (Energieverbrauch, Temperaturen, Schlammdurchsatz), wurde jeweils sowohl das Eintrags- als auch das Austragsmaterial hinsichtlich seines Trockenrückstands analysiert. Ermittelt werden sollten die Desinfektionsleistung sowie das Trocknungsverhalten in der Anlage.

4.6 Analysemethoden

Die physikalischen, chemischen sowie mikrobiologischen Methoden zur Analyse der Klärschlammproben sind in Tabelle 21 aufgeführt.

Tabelle 21: Physikalische, chemische und mikrobiologische Bestimmungsmethoden

Parameter	Kurzzeichen	Einheit	Methode
Trockenrückstand	TR	[kg/m ³]	DIN EN 12880, 2001-02
		[%]	2540-G
Organischer Trockenrückstand	oTR	[%]	2540-G
Glühverlust, Glührückstand	GV, GR	[%]	DIN EN 15935, 2012
			DIN EN 12879, 2001-02
Kjeldahl-Stickstoff	KN	[mg/l]	Ionenselektive Sonde
		[% TR]	4500-NH ₃ -B und 4500-N _{org} -B
Ammonium-Stickstoff	NH ₄ -N	[mg/l]	Ionenselektive Sonde
		[% TR]	4500-NH ₃ -B
Gesamtphosphor	P _{ges}	[mg/l]	Photometrisch (Küvetten-test Hach)
		[% TR]	NTC-5167
Orthophosphat-Phosphor	PO ₄ -P	[mg/l]	Photometrisch (Küvetten-test Hach)
Escherichia Coli	E. Coli	[KBE/g TR]	AOAC Method 998.08 (Petrifilm-Platten 3M)
		[UFC/g TR]	9222-G
Fäkalcoliforme	FC	MPN/ml	BGK-Methodenbuch
Coliforme Bakterien		[KBE/g TR]	AOAC Method 998.08 (Petrifilm-Platten 3M)
		[MPN/ml] bzw. [MPN/g]	BGK-Methodenbuch
		[UFC/g TR]	9222-B
Helminthen-Eier (total, lebendig)		[Eier /g TR]	NOM-004-ECOL-2001

Salmonellen		qualitativ in 50 g	BGK-Methodenbuch V.1.1.3
		qualitativ in 25 g	9260-B
Schwermetalle (Cu, Pb, Zn)		[mg/kg TR]	DIN EN ISO 11885 E22 3111-B
Nährstoffe (Ca, K, Mg)		[mg/kg TR]	DIN EN ISO 11885 E22 3111-B
Adsorbierbare or- ganische Halogen- verbindungen im Wasser	AOX	[mg Cl/kg TR]	DIN EN ISO 9562 2.05

Die Untersuchungen wurden in verschiedenen Laboren in Deutschland und Kolumbien durchgeführt. Aufgrund dessen kamen unterschiedliche Methoden zum Einsatz. In Deutschland fanden die meisten Analysen entsprechend der jeweiligen DIN-Vorschriften statt. In Kolumbien wurden überwiegend Standardmethoden der „American Water Works Association“ übernommen, gelegentlich auch mexikanische Normen (erkennbar an der Bezeichnung NOM). In einzelnen Fällen wurden eigene kolumbianische Normen verfasst, die mit „Norma Técnica Colombiana (NTC)“ bezeichnet sind.

Um die Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Methoden und Labore nachzuweisen, wäre nach DIN EN ISO 17994 (2014) ein Ringversuch mit verschiedenen Laboren und einer Mindestanzahl an Proben notwendig. Gute Vergleiche konnten in Ringversuchen mit drei bis sechs Laboren erzielt werden, Feuerpfeil & Botzenhart (2008) nennen einen typischen Probenumfang von 50 Stück. Dies war im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen nicht umsetzbar, es wurden jedoch, soweit möglich, Vergleichsmessungen an Proben der gleichen Charge durchgeführt. Zudem ist vielfach in unterschiedlichen Normen die gleiche Vorgehensweise vorgeschrieben. Beispielsweise schreiben sowohl die deutsche als auch die US-amerikanische Norm für den Trockenrückstand eine Trocknung bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz vor. Somit konnte eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse angenommen werden.

Im Bereich der Mikrobiologiekontrolle wurden mehrere unterschiedliche Methoden genutzt. Zur Analyse von coliformen Keimen kamen in den akkreditierten Laboren in Deutschland die Methoden der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK, 2006) zum Einsatz, in Kolumbien die US-amerikanische Norm 9222. Zusätzlich wurden eigene Untersuchungen mit Nährböden auf Petrifilm-Platten durchgeführt. Durch die unterschiedliche Durchführung ist die Einheit, in der die Keimzahl

angegeben wird, verschieden. Zum einen gibt es die „Most Probable Number (MPN)“, auf der anderen Seite die „Koloniebildende Einheit (KBE)“, im englischen „Colony Forming Units (CFU)“ und im spanischen „Unidades Formadoras de Colonias (UFC)“ genannt. Für die Analyse von E. Coli in Trink- und Badebeckenwasser schreibt die DIN 38411-6 (1991) Geräte, Chemikalien, Durchführung und Auswertung vor.

Sowohl das MPN-Verfahren als auch das Verfahren zur Bestimmung der Koloniebildenden Einheit basieren auf Verdünnungsreihen. Der Nachweis kann nur im flüssigen Medium erfolgen, so dass bei allen Verfahren das Material zunächst gelöst werden muss. Zum Nachweis einzelner Mikroorganismen werden dann selektive Kultivierungsverfahren eingesetzt, was bedeutet, dass in einem Nährmedium unter den vorgegebenen Randbedingungen nur ein Wachstum der gesuchten Mikroorganismen möglich ist. Da die Mikroorganismen kultiviert werden, ist lediglich eine Analyse der Lebendkeimzahl möglich. Nicht teilungsfähige Zellen können so nicht erfasst werden.

Die Methode zur Ermittlung der Koloniebildenden Einheit erfolgt durch die Kultivierung auf festen Nährböden, z.B. Agar. Die Ausgangslösung wird in mehreren Stufen verdünnt und jeweils 1 ml auf den Nährboden gegeben. Die Nährböden werden bei 37 °C bebrütet und anschließend werden die gewachsenen Kolonien ausgezählt. Durch die verschiedenen Verdünnungsstufen sind jeweils auszählbare Nährböden vorhanden. Wie in Abbildung 21 zu sehen ist, sind die Kolonien auf Nährböden mit zu geringer Verdünnung nicht mehr zählbar, bei zu hoher Verdünnung treten statistische Unsicherheiten auf. Bei der Auszählung wird davon ausgegangen, dass jede lebensfähige Zelle durch Teilung eine Kolonie bildet, daher der Name der Einheit – Koloniebildenden Einheit (KBE). Allerdings ist es möglich, dass aneinanderhängende oder dicht nebeneinander liegende Zellen nur eine Kolonie bilden. Die Auszählung ergibt somit tendenziell zu niedrige Werte. (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008)

Bei den eigenen Untersuchungen wurden „Petrifilm“-Nährböden der Firma 3M verwendet, dieser enthält Nährstoffe (Kristallviolett-Galle – VRBG), ein Geliermittel sowie zwei Indikatoren (BCIG und Tetrazolium). E. Coli und coliforme Keime benötigen VRBG zum Wachstum, E. Coli produzieren dabei Glucuronidase, coliforme Keime produzieren Säure. Beide führen bei dem Indikator BCIG zu einem Farbumschlag. Durch den Tetrazolium Indikator wird das Auszählen erleichtert. Verwendung fand die Auswertung nach NMKL (Methode 147, 1993), ausgezählt werden auch hier die gebildeten Kolonien. (3M Medica, 2002)

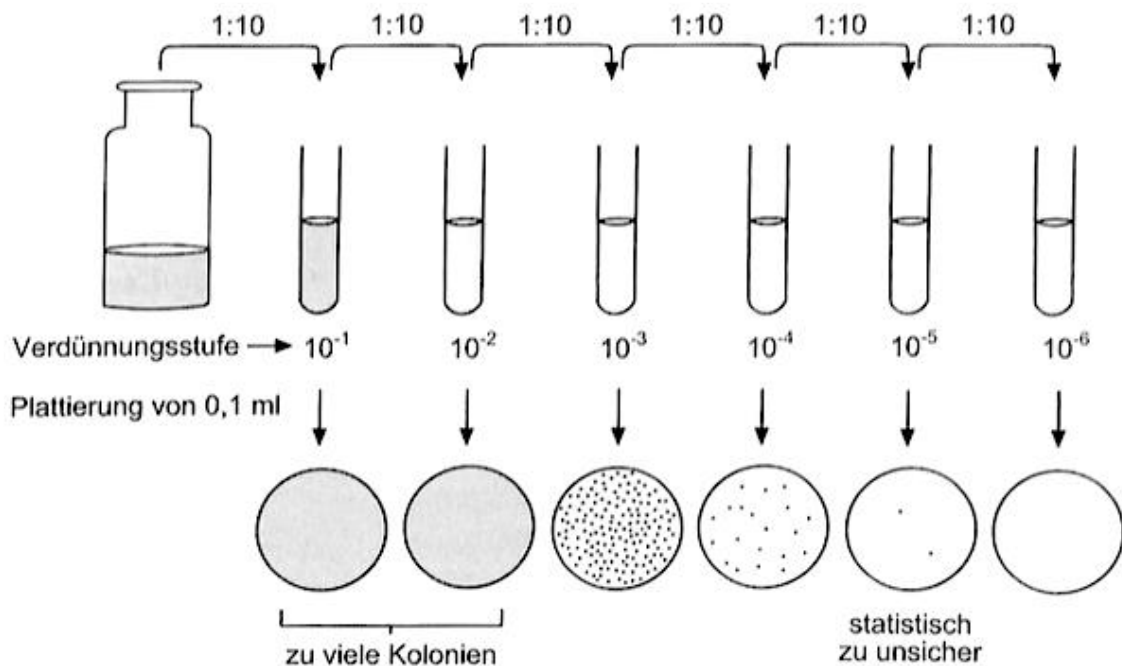


Abbildung 21: Mikrobiologische Analytik mit Verdünnungsstufen auf Nährböden
(Reineke & Schlömann, 2007)

Werden Viren (wie z.B. Enteroviren) mit Hilfe von Nährböden analysiert, ist die Vorgehensweise vergleichbar mit der Analytik von Bakterien. Je nach Art der zu untersuchenden Viren wird die Kultur bis zu fünf Tage bei 37 °C bebrütet. Anschließend werden die gebildeten Plaques (den Kolonien vergleichbar) ausgezählt. Die Zahlenangabe erfolgt entsprechend in Plaque-Forming-Units (PFU) pro ml Eluat. (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008) Im Spanischen wird diese Einheit „Unidades Formadoras de Placas (UFP)“ genannt.

Das MPN-Verfahren (auch Titerverfahren genannt) wird insbesondere für Mikroorganismen verwendet, die sich nicht gut auf festen Nährmedien kultivieren lassen. Daher wird die Zahl der Mikroorganismen nach einer Kultivierung in einem flüssigen Nährmedium abgeschätzt. Dafür wird die Ausgangslösung in mehreren Schritten verdünnt. Der Prozess ist in Abbildung 22 dargestellt. Von jeder Verdünnungsstufe werden parallel mehrere Flüssigkulturen angeimpft. In einer Flüssigkeit ist keine Auszählung möglich, es kann unter Zugabe eines Indikators lediglich gesehen werden, ob ein Zellwachstum vorhanden ist.

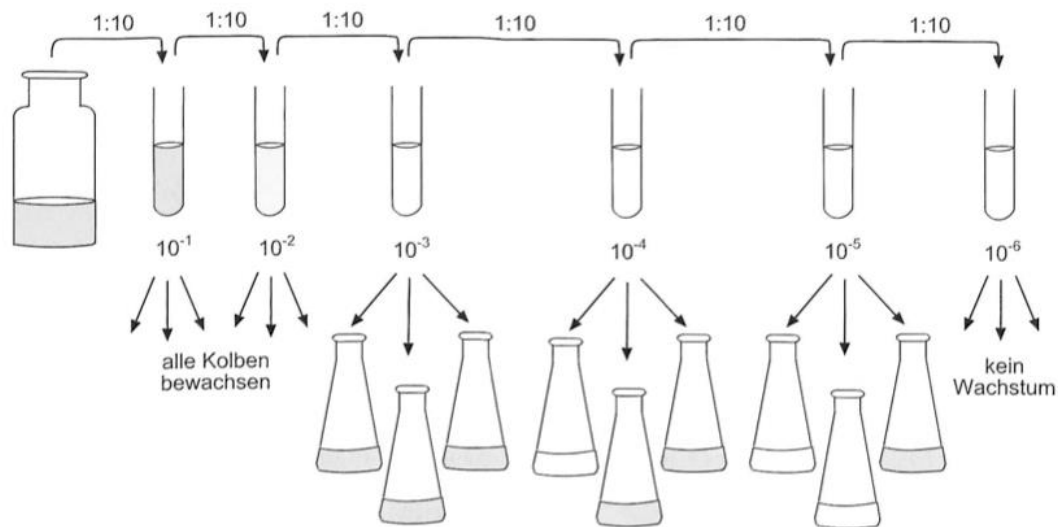


Abbildung 22: Mikrobiologische Analytik mit der MPN-Methode (Reineke & Schlömann, 2007)

Für die Auswertung werden die drei höchsten Verdünnungsstufen herangezogen, bei denen noch in mindestens einem Kolben ein Wachstum nachweisbar ist. In dem abgebildeten Beispiel sind das die Verdünnungen 10⁻³, 10⁻⁴ und 10⁻⁵. Mit Hilfe von Tabellenwerten wird statistisch die wahrscheinlichste Zahl an Mikroorganismen – die Most Probable Number – ermittelt. Allerdings kann die Zahl der Mikroorganismen – mit geringerer Wahrscheinlichkeit – auch höher oder niedriger sein wie in Abbildung 23 zu sehen ist. (Reineke & Schlömann, 2007), (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008)

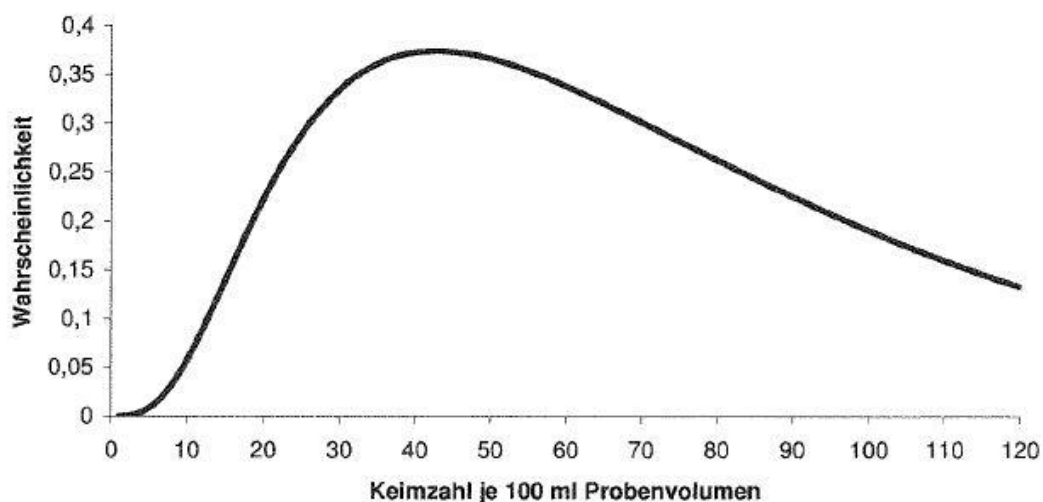


Abbildung 23: Wahrscheinlichkeitsverteilung für die Keimdichte (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008)

In beiden Methoden ergibt sich zunächst eine Anzahl an Mikroorganismen pro Milliliter, dieser Wert ist anhand der Verdünnung des TR-Gehaltes umzurechnen.

Am Ende liegt aber bei beiden Varianten ein Ergebnis in „Anzahl Keime pro Gramm Trockenrückstand“ vor, so dass diese vergleichbar sind. Vorteile zeigt die MPN-Methode bei hohen Verdünnungsstufen, da bei geringen Konzentrationen mit größerer Sicherheit die Anzahl bestimmt werden kann. Bei anderen Verfahren ist es zufällig, ob in einer hohen Verdünnungsstufe ein einzelner Keim bei der Probenahme erfasst wird oder nicht. Bei der Rückrechnung auf die unverdünnte Probe würde dies zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen.

5 Ergebnisse der Untersuchungen zur solaren Klärschlamm Trocknung

5.1 Ergebnisdarstellung

5.1.1 Allgemeines

Die solare Klärschlamm Trocknung zeigte sich für alle untersuchten Standorte als geeignet und eine Trocknung des Klärschlammes war möglich. Aufbauend auf den Mess-ergebnissen an den verschiedenen Standorten mit unterschiedlichen Randbedingungen und Betriebseinstellungen wurden die Bemessungsregeln entwickelt.

Die erhobenen Messdaten konnten jeweils über die Zeit aufgetragen werden, dies betrifft sowohl die automatisch digital aufgezeichneten als auch die manuell ermittelten Werte. Abbildung 24 zeigt einen typischen Trocknungsverlauf am Standort Cali, Kolumbien. Deutlich ist die Gewichtsreduktion am Tag zu erkennen, wohingegen das Gewicht nachts nahezu konstant bleibt. Entsprechend der Gewichtsreduktion steigt der Trockenrückstand, der prozentual angegeben ist. Die Temperaturen sind auf hohem Niveau konstant und schwanken zwischen 20 °C nachts und bis zu 35 °C tagsüber. Es wird ein Trockenrückstand von über 95 % erreicht. Dargestellt ist die Trocknung mit folgenden Betriebsparametern, die in Anlehnung an die Großtechnik als Referenzbedingungen für diesen Standort festgelegt wurden:

- Schichthöhe: 8 cm (400 kg)
- Wendeintervall: Tag – alle 60 Minuten, Nacht – alle 240 Minuten
- keine Rückmischung von getrocknetem Schlamm
- keine Zusatzheizung

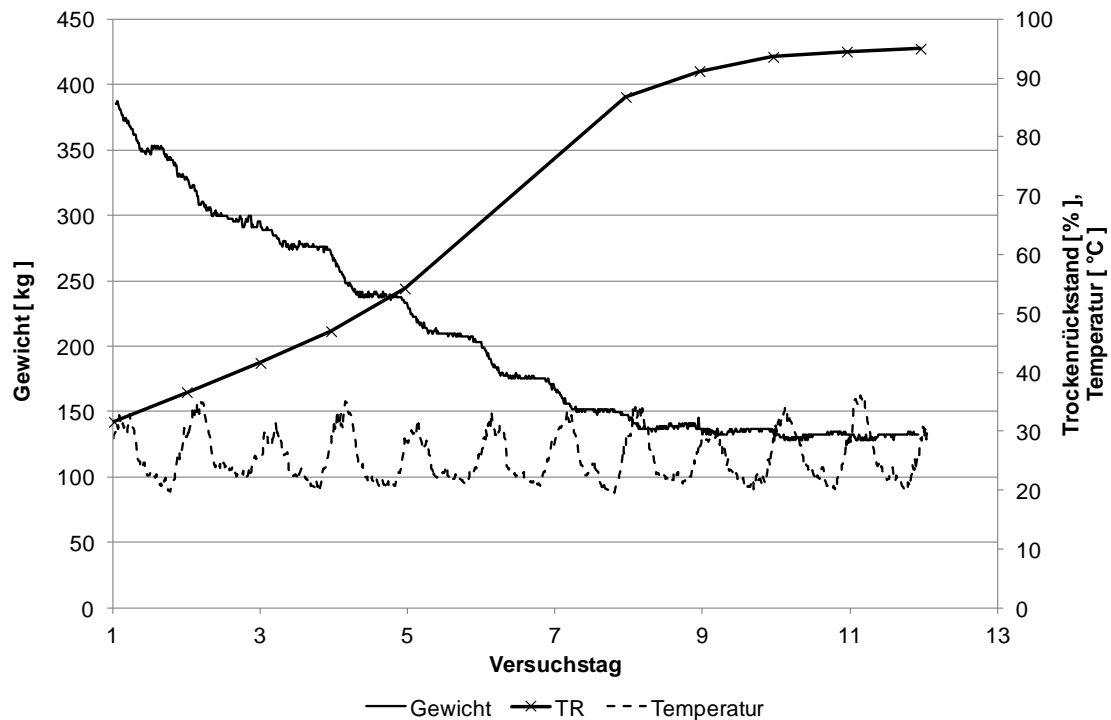


Abbildung 24: Trocknungsverlauf Cali, Kolumbien

Am Standort Braunschweig wurde der Versuchstrockner im Sommer ohne Zusatzheizung und im Winter mit Zusatzheizung betrieben. Der jeweilige Trocknungsverlauf ist im Folgenden dargestellt. Der Versuchstrockner wurde in den Referenzchargen mit den folgenden Betriebseinstellungen gefahren:

- Schichthöhe: 8 cm (400 kg)
- Wendeintervall: Tag – alle 30 Minuten, Nacht – alle 240 Minuten
- keine Rückmischung
- Zusatzheizung im Winter

Im Sommer (Abbildung 25) ist ein vergleichbarer Trocknungsverlauf wie in Kolumbien zu erkennen. Die Temperaturen liegen etwas niedriger und schwanken zwischen 15 °C nachts und bis zu 30 °C tagsüber. Auch hier findet die Gewichtsreduktion fast ausschließlich am Tag bei höherer Temperatur und Strahlung statt, gleichzeitig steigt der Trockenrückstand auf über 80 %.

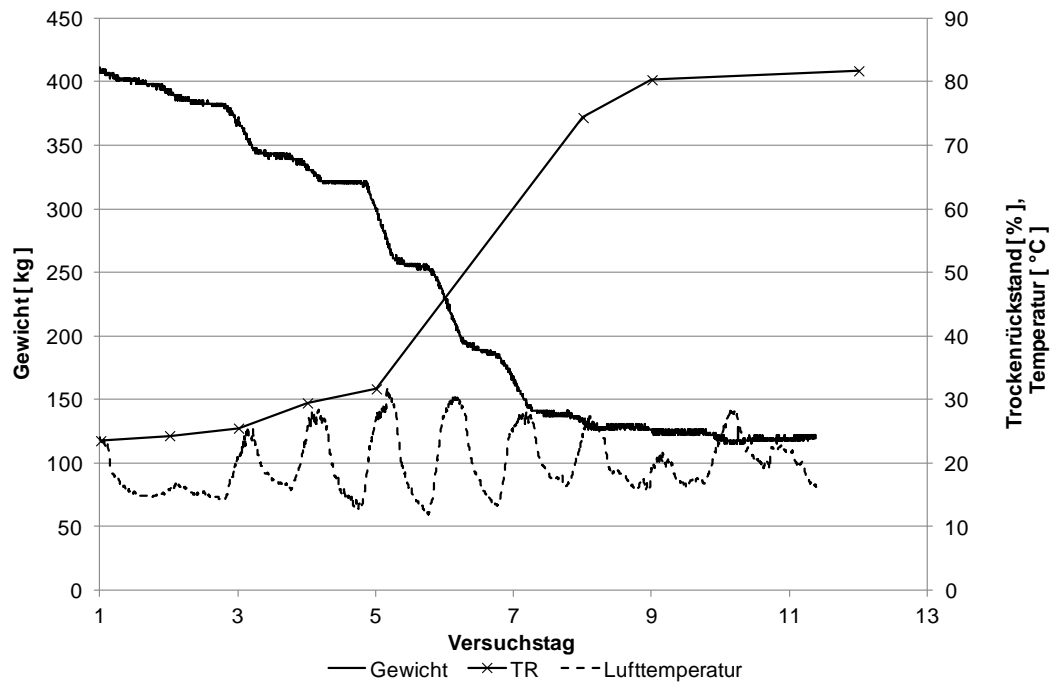


Abbildung 25: Trocknungsverlauf Braunschweig, Sommer

Im Winter (Abbildung 26) lagen die Außentemperaturen zumeist unter 10 °C und erreichten teilweise auch den Gefrierpunkt. Aus diesem Grund wurde zusätzlich nachts (20 bis 07 Uhr) mit der Fußbodenheizung bei 75 °C getrocknet. Durch den Einsatz der Zusatzheizung ist auch nachts eine Gewichtsreduktion und somit eine Trocknung zu verzeichnen.

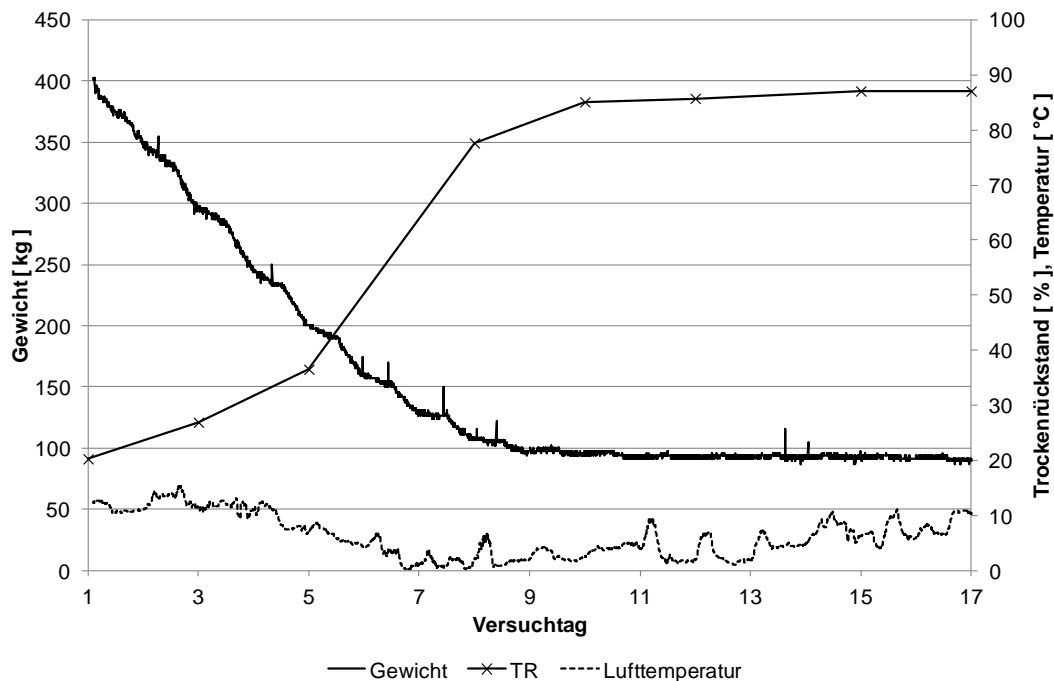


Abbildung 26: Trocknungsverlauf Braunschweig, Winter, mit Zusatzheizung

Die klimatischen Randbedingungen zeigten sich insbesondere in Kolumbien relativ konstant (wie auch an dem Verlauf der Lufttemperatur in Abbildung 24 zu sehen). Natürlich gab es auch in Cali tägliche Wetterschwankungen, diese gleichen sich jedoch über den längeren betrachteten Zeitraum im Wesentlichen aus. Tägliche Wetteränderungen oder auch abnehmende Temperaturen im Herbst im gemäßigten Klima wurden hingegen nicht ausgeglichen. Bei Trocknungsdauern von über zehn Tagen wurden veränderte Betriebseinstellungen in zwei aufeinanderfolgenden Chargen teilweise durch Wettereinflüsse überlagert und waren somit nicht miteinander vergleichbar.

5.1.2 Schlammherkunft und vorhergehende Schlammbehandlung

In den Untersuchungen zeigten die Schlammherkunft und die vorhergehende Behandlung einen Einfluss auf das Trocknungsverhalten des Klärschlammes. Wesentlich ist hier insbesondere die Art der Schlammstabilisierung, aber auch die Konditionierung wurde untersucht.

In der Praxis wird sowohl aerob als auch anaerob stabilisierter Klärschlamm getrocknet, unbehandelter Rohschlamm sollte aufgrund der Geruchsentwicklung nicht verwendet werden. Die Konditionierung findet vor der Entwässerung statt und ist auf ein optimales Entwässerungsergebnis abgestimmt. Eine weitere Konditionierung vor der Trocknung ist in der Regel nicht vorgesehen. Da es bislang keine verbindlichen Kennwerte für die Klärschlamm Trocknung gibt, sollte ermittelt werden, inwieweit sich Erkenntnisse zum Einfluss der Art der Stabilisierung auf das Entwässerungsverhalten auf die Trocknung übertragen lassen.

Die allgemeine Lehrmeinung besagte lange, dass die Klärschlammstabilisierung einen positiven Einfluss auf die Entwässerbarkeit hat (ATV-DVWK-M 368, 2003). Kopp (2001) führt jedoch auch Untersuchungen ohne Einfluss und mit negativem Einfluss der Stabilisierung auf. Auch die Neufassung des Merkblatts DWA-M 368 (2014) führt eine verbesserte Klärschlamm Entwässerung nicht mehr unter den sekundären Zielen der Stabilisierung auf.

In Untersuchungen von Kopp (2001) zeigte eine Erhöhung der Stabilisierungszeit negative Auswirkungen auf die Entwässerbarkeit. Der erreichbare Trockenrückstand sank während der 40-tägigen Behandlung um rund zwei bis drei Prozentpunkte. Dies galt sowohl für anaerob als auch für aerob stabilisierten Klärschlamm. Bei der Klärschlammstabilisierung treten zwei gegenläufige Effekte auf. Zum einen wird Organik abgebaut, wodurch sich der Glühverlust reduziert. Dies hat einen positiven Einfluss auf die Entwässerung. Negativen Einfluss hingegen hat die Abnahme der mittleren Partikelgröße. Durch die größere

Oberfläche erhöht sich die Menge an Adsorptions- und Zwischenraumwasser. Insbesondere die kolloidalen und gel-artigen Bestandteile, die sich besonders in Überschussschlämmen finden, haben nach Möller (1985) ein extrem großes Wasserbindungsvermögen. Die Entwässerbarkeit von aerob und anaerob stabilisiertem Überschussschlamm liegt bei Kopp (2001) mit üblichen Stabilisierungszeiten bei rund 15 % TR und weist nur geringe Unterschiede auf. Der Abbaugrad der organischen Trockenmasse liegt für beide Schlämme unabhängig von der Behandlung bei 32 %. Entscheidender als die Stabilisierungsart stellt sich die jeweilige Schlammqualität für die Entwässerung dar.

Jordan (2006) beschreibt aerob stabilisierten Klärschlamm als homogene Masse mit gleichmäßiger Struktur, der einzelne Korngrößen fehlen. Dies begründet sich insbesondere in einem geringeren Anteil des struktureicheren Primärschlamm, was sich nach Kopp (2001) negativ auf die Kompressibilität und damit die Entwässerung auswirkt. Auch nach der Stabilisierung liegt der Anteil der Organik an den Feststoffen bei rund 68 % (DWA-M 368, 2014), wodurch die Wasserbindung erhöht wird.

Bei der anaeroben Stabilisierung liegt der organische Anteil in den Feststoffen mit 45-55 % (Mieske, 2018) deutlich geringer, was sich positiv auf die Entwässerung auswirkt. Jedoch ist die Partikelgrößenverteilung ungleichförmig mit einem hohen Feinanteil, dies sorgt für eine größere Oberfläche, an der sich Wasser binden kann (Jordan, 2006).

In den Laborversuchen zur Trocknung aerob und anaerob stabilisierter Klärschlämme bestätigte sich die Literaturmeinung, dass der Entwässerungsgrad, mit dem die Trocknung begonnen wurde, bei dem aerob stabilisierten Schlamm unter dem anaerob stabilisierten lag. Trockenrückstand und Glühverlust zu Beginn und Ende der Trocknung sind in Tabelle 22 aufgeführt.

Tabelle 22: Trockenrückstand und Glühverlust in Abhängigkeit der Stabilisierungsart

	Aerob stabilisierter Klärschlamm	Anaerob stabilisierter Klärschlamm
Anfangs-TR	22 %	27 %
End-TR	53 %	45 %
Anfangs-GV	54 %	59 %
End-GV	47 %	56 %

Bereits nach wenigen Behandlungstagen ist, wie in Abbildung 27 zu sehen, eine beschleunigte Trocknung des aerob stabilisierten Schlammes zu verzeichnen. Ab dem 10. Trocknungstag nimmt der Trockenrückstand bei beiden Schlämmen

konstant und mit etwa gleicher Geschwindigkeit zu. Die Schlämme wurden teiltrocknet, der aerob stabilisierte Schlamm erreichte einen Trockenrückstand von 53 %, der anaerob stabilisierte Schlamm einen Trockenrückstand von 45 %.

Kopp (2001) zeigt, dass sich ein höherer Glühverlust negativ auf die Entwässerbarkeit auswirkt. Auch dieser Aspekt konnte für die Trocknung bestätigt werden. Der Glühverlust des aerob stabilisierten Klärschlamm lag fünf bis neun Prozentpunkte unter dem des anaerob stabilisierten. Insgesamt zeigte der aerob stabilisierte Schlamm eine stärkere Trocknung.

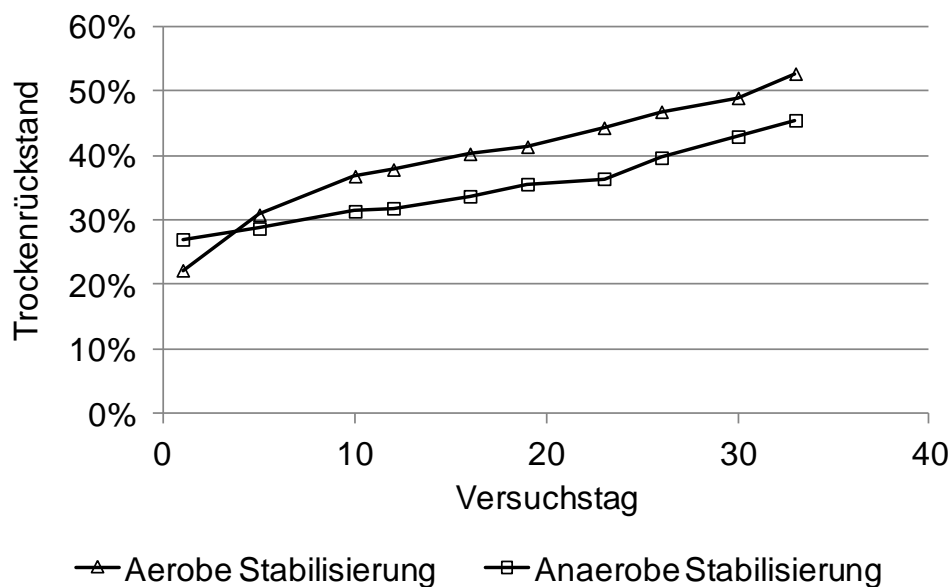


Abbildung 27: Trockenrückstand in Abhängigkeit der Stabilisierung

Vor der Trocknung wird der Schlamm in der Regel entwässert. Um einen höheren Trockenrückstand zu erreichen, werden hierfür polymere Flockungsmittel eingesetzt. Konventionell handelt es sich dabei um synthetische Polymere. In der derzeit geltenden Fassung der DüMV ist die Verwendung von Klärschlamm, der mit synthetischen Polymeren behandelt wurde, nach § 10, Abs. (4) DüMV i.V.m. Anlage 2 Tabelle 7 Zeile 7.4.7 oder Anlage 2 Tabelle 8 Zeile 8.1.3 oder 8.2.9 seit dem 01.01.2019 deutlich eingeschränkt. Um Klärschlamm weiterhin landwirtschaftlich verwerten zu können, wurden Polymere auf Basis von Industriekartoffelstärke – so genannte Biopolymere – entwickelt. Der Einfluss des Flockungsmittels auf die solare Klärschlamm Trocknung wurde in Laborversuchen untersucht. Allerdings waren die Entwicklungen des Biopolymers zum Zeitpunkt der Untersuchungen noch nicht abgeschlossen. Die Entwässerungsergebnisse bei einem ausschließlichen Einsatz von Biopolymer waren nicht zufriedenstellend, daher wurde der Klärschlamm mit einer Mischung der Polymere entwässert, die zur Hälfte aus synthetischem Polymer und zur anderen Hälfte aus Biopolymer

bestand. Im Trocknungsverhalten zeigte sich kein Einfluss durch das verwendete Polymer. Weitere Trocknungsversuche mit einem 100 %-igen Einsatz von Biopolymer wären notwendig, um die Vorgaben der DÜMV einzuhalten. Dies ist insbesondere wichtig, da kleine Kläranlagen, für die sich die solare Klärschlamm Trocknung besonders eignet, auch weiterhin den Schlamm in die Landwirtschaft bringen dürfen, wenn die Grenzwerte nach AbfKlärV eingehalten werden.

Bahrs (1978) untersuchte den Einfluss der Gefrierkonditionierung auf das Entwässerungsverhalten in maschinellen Verfahren und in Trockenbeeten. Ein Gefrieren des flüssigen Klärschlammes zeigte positiven Einfluss auf die weitere Behandlung. Die positive Wirkung auf das Entwässerungsverhalten von Flüssigschlamm konnte in eigenen Untersuchungen bestätigt werden. Das erreichbare Entwässerungsergebnis des gefrierkonditionierten Schlammes lag bei 25,7 % TR, das des unbehandelten Schlammes bei 16,2 % TR. Darauf aufbauend sollte die Auswirkung einer Gefrierkonditionierung auf die solare Klärschlamm Trocknung untersucht werden. Es wurde Faulschlamm gleicher Herkunft entwässert, die Hälfte bei -17 °C gefroren und wieder aufgetaut. Beide Schlämme wurden anschließend solar getrocknet. Die Untersuchungen wurden im Laborversuch in Braunschweig bei einer durchschnittlichen Außentemperatur von 10,5 °C und einer relativen Luftfeuchtigkeit von 69 % durchgeführt. Die Globalstrahlung erreichte aufgrund der Lage des Gewächshauses lediglich 100 W/m², die Trocknungsgeschwindigkeit lag mit rund 0,5 kg/(m²·d) entsprechend gering. Unabhängig davon zeigte sich der positive Effekt der Gefrierkonditionierung bei der Solar-trocknung nicht. Während der unbehandelte Klärschlamm einen Trockenrückstand von 51,7 % erreichte, trocknete der einmal gefroren und getaute Klärschlamm nur auf 46,9 % TR.

Nach der maschinellen Entwässerung ist der freie Wasseranteil nahezu vollständig abgetrennt, durch das Gefrieren brechen die Zellwände auf und setzen erneut freies Wasser frei. Allerdings handelt es sich nur um wenige Gramm je kg, gleichzeitig werden intrazelluläre Substanzen (z.B. Organik) freigesetzt. Das freie Wasser bildet einen Film auf dem entwässerten Klärschlamm und verdunstet innerhalb eines Tages. Anschließend überwiegen die stärkeren Kapillarkräfte der vergrößerten inneren Oberfläche und der gefrierbehandelte Schlamm trocknet langsamer.

Wird die solare Klärschlamm Trocknung an einem kalten Standort eingesetzt, ist durchaus damit zu rechnen, dass der Schlamm im Winter – zumindest teilweise – gefriert. Es ist zu beachten, dass sich die Trocknungszeit dadurch verlängern kann. Um dies zu vermeiden, kann die Trocknungsfläche beheizt werden.

An den Standorten mit großtechnischen Anlagen wurde der jeweils vorhandene Klärschlamm getrocknet, auf die vorhergehende Behandlung konnte kein Einfluss genommen werden. Jedoch ist bei den Trocknungsergebnissen die unterschiedliche vorhergehende Behandlung zu berücksichtigen. An allen Standorten wurde der Klärschlamm mit polymeren Flockungsmitteln entsprechend des Entwässerungsaggregats konditioniert.

Tabelle 23: Übersicht der Klärschlammbehandlung an den verschiedenen Standorten

Standort	Klärschlammstabilisierung	Klärschlammmentwässerung
Penzing, Deutschland	Aerobe Stabilisierung	Schneckenpresse
Braunschweig, Deutschland	Anaerobe thermophile Stabilisierung	Zentrifuge
Kłodzko, Polen	Aerobe Stabilisierung und kalte Faulung (unkontrolliert)	Zentrifuge
Cali, Kolumbien	Anaerobe mesophile Stabilisierung von Primärschlamm	Bandfilterpresse

5.1.3 Bestrahlung

Wesentlichen Einfluss auf die solare Klärschlamm Trocknung hat die Bestrahlung der Sonne. Wie in den Abbildungen in 5.1.1 zu sehen ist, fand nachts (ohne Solarstrahlung) keine Verdunstung statt, obwohl die restlichen Randbedingungen optimal für die Trocknung waren. Im Folgenden ist der Verlauf der Globalstrahlung an den verschiedenen Standorten jeweils über die Dauer einer Trocknungscharge dargestellt. Zusätzlich ist der Temperaturverlauf dargestellt, da die Temperatur direkt von der Globalstrahlung abhängt, wie in 5.1.4 gezeigt wird.

Nachts fällt die Globalstrahlung aufgrund der Dunkelheit auf null ab, deutlich zu sehen ist die unterschiedliche Tageslänge in Braunschweig im Sommer und Winter aufgrund der Jahreszeiten (Abbildung 29 und Abbildung 30), in Kolumbien nahe des Äquators sind Tag und Nacht durchgehend ungefähr gleich lang (Abbildung 28).

Die höchste Globalstrahlung wurde in Cali, Kolumbien (Abbildung 28) mit über 1.000 W/m² erreicht. Auch hier sind, trotz des relativ konstanten Klimas, tägliche

Schwankungen der Strahlung zu sehen, jedoch fallen sie deutlich geringer aus als an allen anderen Standorten. Auch an wolkigen Tagen erreichte die Globalstrahlung noch 600 W/m^2 . Der steile Anstieg der Globalstrahlung spiegelt die kurze Dämmerungsphase in den Tropen wider, wohingegen im gemäßigten Klima die Steigung morgens und abends deutlich geringer ausfällt.

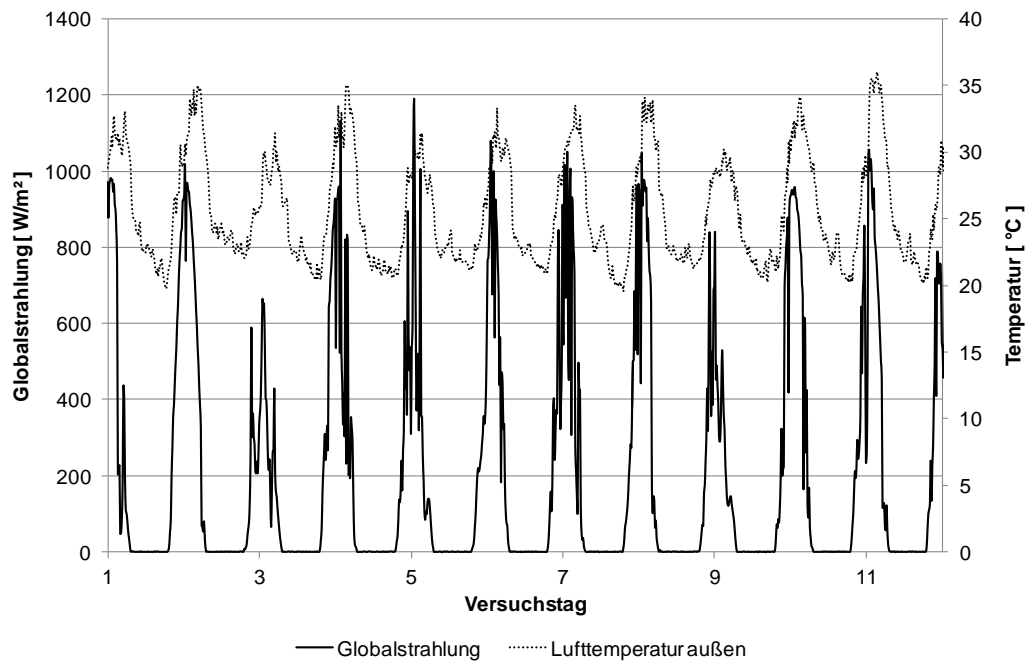


Abbildung 28: Globalstrahlung und Temperatur in Cali

In Braunschweig lag die Globalstrahlung im Sommer bei rund 800 W/m^2 , bei bedecktem Himmel sank sie auf unter 200 W/m^2 . Bereits im Sommer war der Verlauf der Globalstrahlung weniger gleichförmig als im tropischen Klima, noch größere Schwankungen traten hingegen im Winter auf. An klaren Tagen erreichte die Globalstrahlung Spitzenwerte von 400 W/m^2 , während bspw. am Versuchstag 7 nur 50 W/m^2 gemessen wurden.

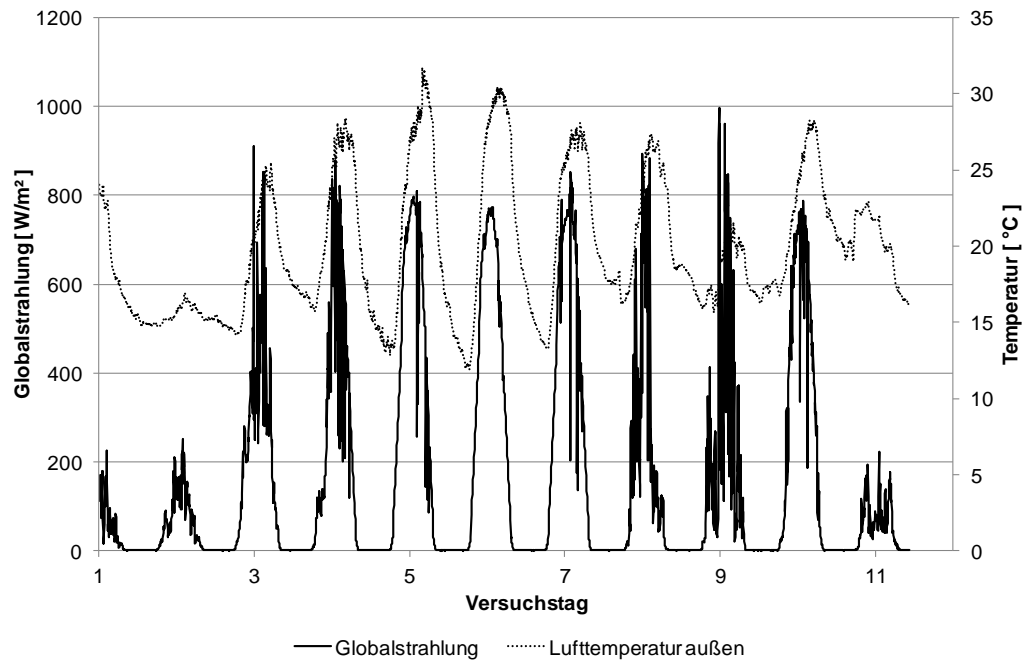


Abbildung 29: Globalstrahlung und Temperatur in Braunschweig im Sommer

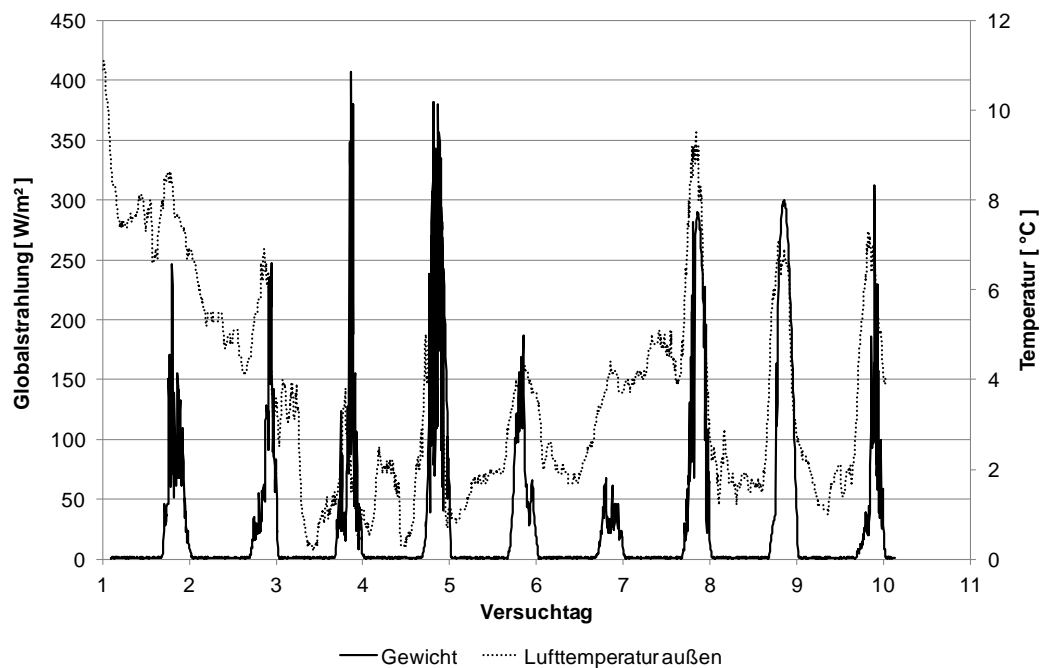


Abbildung 30: Globalstrahlung und Temperatur in Braunschweig im Winter

Auch stieg die verdunstete Wassermenge mit höherer Solarstrahlung. Abbildung 31 zeigt die Abhängigkeit der Verdunstung von der Bestrahlung als Jahressumme. Es wurden hier Daten aller drei Standorte aufgenommen, durchgeführt unter natürlichen Randbedingungen (ohne Zusatzheizung) und bei vergleichbaren Betriebseinstellungen.

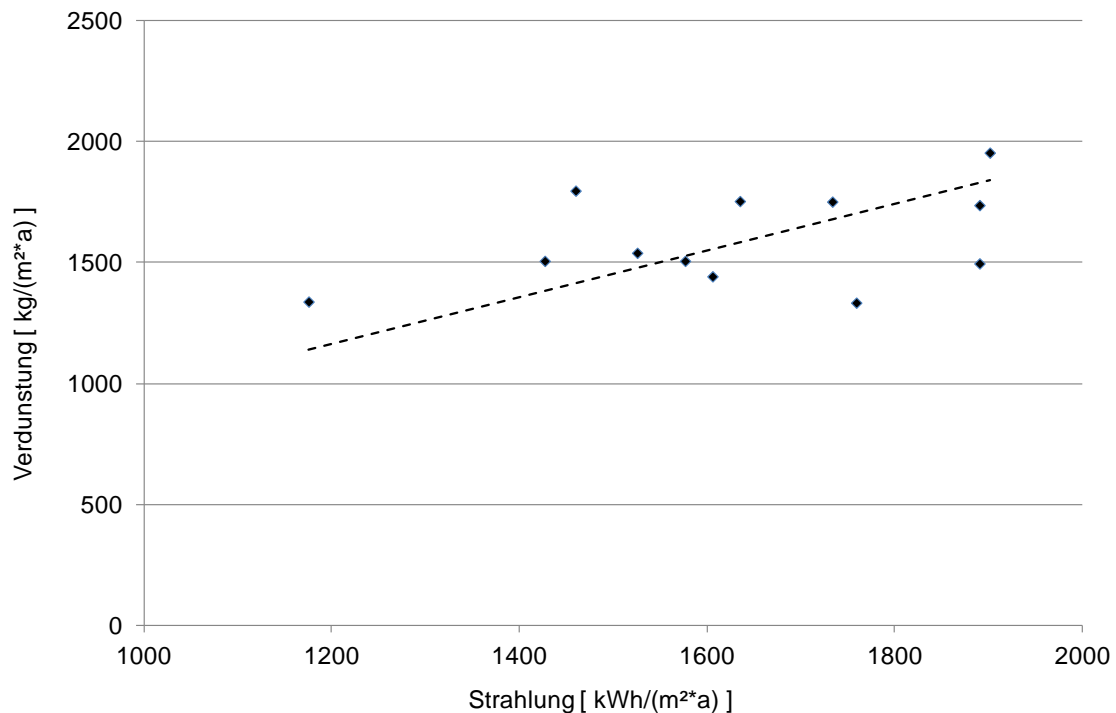


Abbildung 31: Abhängigkeit der Verdunstung von der Bestrahlung

5.1.4 Lufttemperatur

Aus den Abbildungen in 5.1.3 ist zu entnehmen, dass die Temperatur der Außenluft in direktem Zusammenhang mit der Globalstrahlung steht. Die auftreffende kurzwellige Solarstrahlung wird langwellig reflektiert, wodurch sich die Luft erwärmt. Fällt an einem Tag die Globalstrahlung niedriger aus, führt dies direkt zu einer geringeren Temperatur der Außenluft, was in Abbildung 29 (Braunschweig, Sommer) besonders deutlich wird.

Die Abhängigkeit der Temperatur von der Globalstrahlung wird im Inneren der Versuchsanlage durch den Gewächshauseffekt besonders deutlich. Die Untersuchungen deckten einen Bereich der Globalstrahlung zwischen 70.000 und 830.000 J/(cm²·a) mit Temperaturen zwischen 1 und 27 °C ab. Die Beeinflussung der Innentemperatur durch die Bestrahlung ist in Abbildung 32 dargestellt. In schwarz eingetragen sind Messwerte aus den eigenen Untersuchungen an allen drei Standorten, die farbigen Markierungen stellen jeweils den Mittelwert am jeweiligen Standort dar.

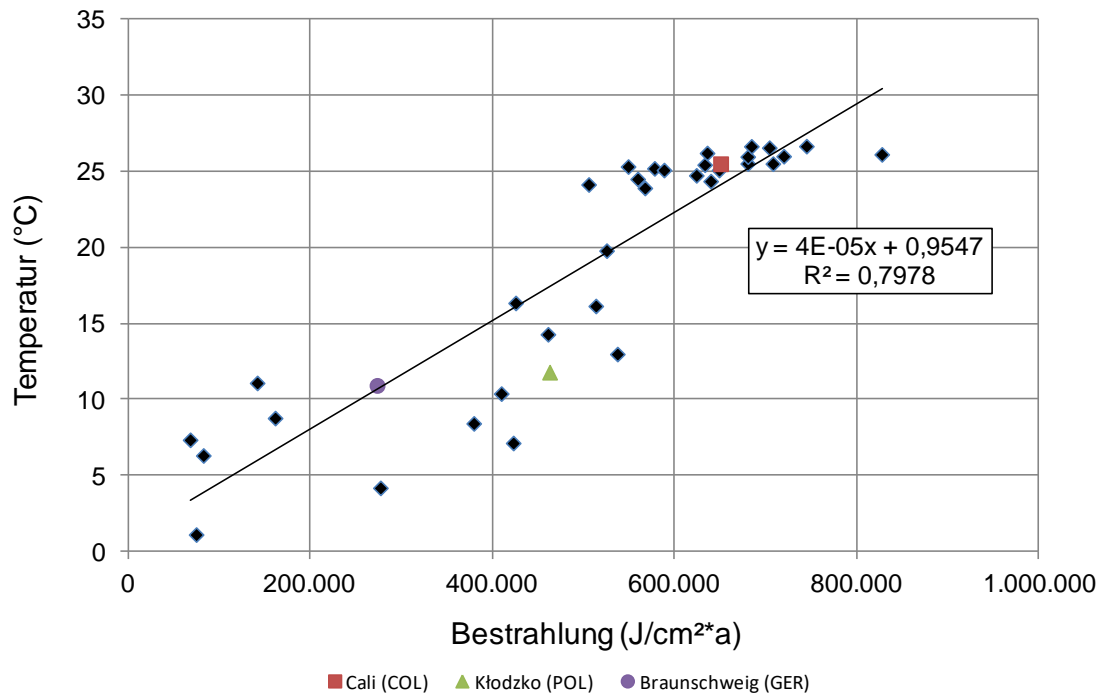


Abbildung 32: Abhängigkeit der Temperatur von der Bestrahlung

Der Zusammenhang zwischen der Außen- und Innentemperatur an den einzelnen Standorten ist in Abbildung 33 und Abbildung 34 dargestellt. Die Erwärmung der Innenluft durch den Gewächshauseffekt ist deutlich zu erkennen, wobei Tag und Nacht unterschieden werden müssen. Aufgrund der fehlenden Solarstrahlung ist die Innentemperatur nachts etwa genauso hoch wie die Außentemperatur. Tagsüber hingegen erhöht sich Innentemperatur um bis zu 10 K gegenüber der Außenluft. Die durchschnittliche Temperatur in Cali und Kłodzko (Abbildung 33) veränderte sich während der jeweiligen Versuchslaufzeit nur unwesentlich. Gezeigt ist jeweils ein Temperaturverlauf ohne die Nutzung der Zusatzheizung.

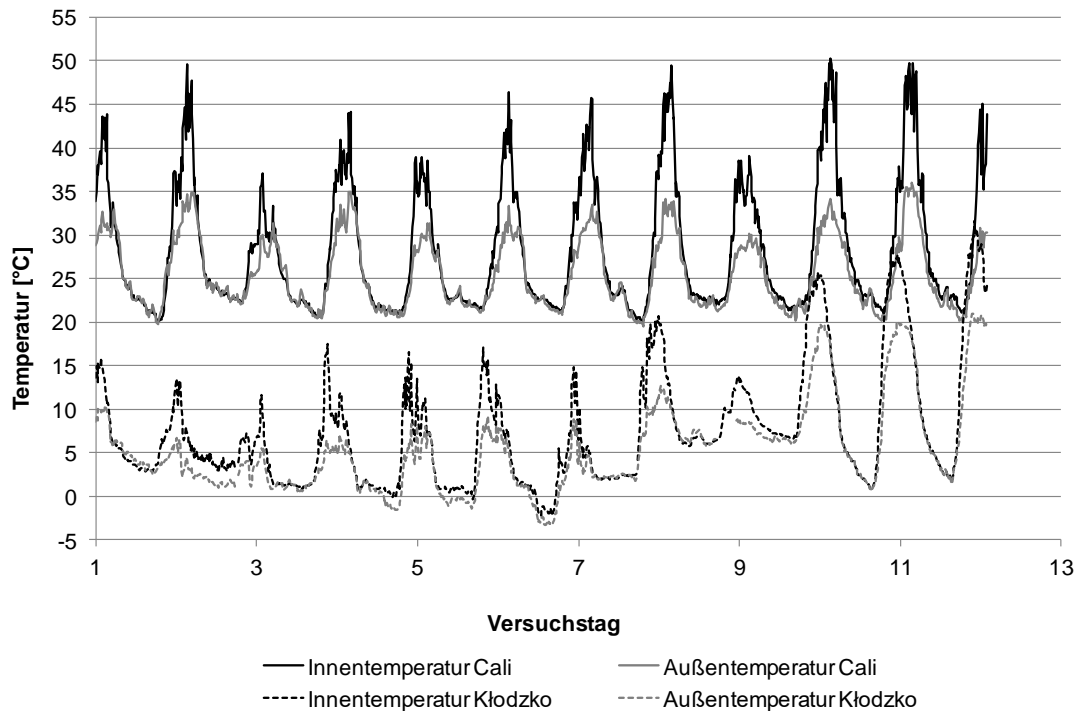


Abbildung 33: Außen- und Innentemperatur in Cali und Kłodzko

In Braunschweig hingegen wurde der Versuchstrockner von Sommer bis Winter betrieben. Die unterschiedlichen Außen- und Innentemperaturen sind in Abbildung 34 zu sehen. Der Temperaturverlauf im Sommer wurde ohne den Einsatz einer Zusatzheizung ermittelt. Es zeigt sich ein ähnliches Verhalten wie an den anderen beiden Standorten mit nachts gleicher Außen- und Innentemperatur und tagsüber einer um etwa 5 K höheren Temperatur der Innenluft. Bei der Aufnahme der Temperaturkurve im Winter hingegen wurde die Zusatzheizung nachts bei 75 °C betrieben. Hier zeigen sich daher am Tag ähnliche Temperaturverhältnisse mit einer Temperaturspitze innen um die Mittagszeit. In der Nacht hingegen bleibt die Innentemperatur relativ konstant, da die Luft über die Fußbodenheizung erwärmt wird.

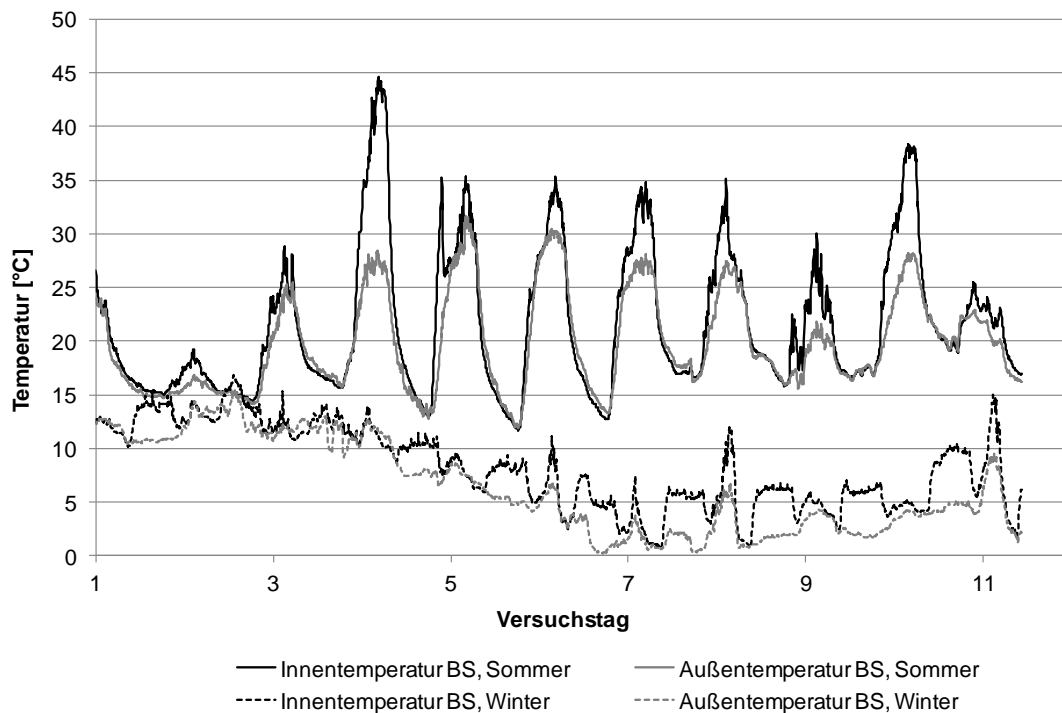


Abbildung 34: Außen- und Innentemperatur in Braunschweig im Sommer und Winter

Da die Temperaturverhältnisse unabhängig von vielen betrieblichen Randbedingungen (z.B. Rückmischung, Schichthöhe) sind, konnten fast alle Untersuchungschargen in die Auswertung einbezogen werden, um daraus einen mittleren Temperaturaufschlag zu berechnen. Mithilfe der Außentemperatur, die aus Klimadaten entnommen werden kann, und dem empirischen Temperaturaufschlag kann die Innentemperatur im Solartrockner bestimmt werden. Die Temperaturerhöhung in Abhängigkeit der jeweiligen Klimazone ist in Tabelle 24 dargestellt.

Tabelle 24: Temperaturerhöhung ΔT aufgrund des Gewächshauseffekts in Abhängigkeit von den Klimabedingungen des Standorts

Standort	mittlere Temperatur T_e [°C]	Temperaturaufschlag Gewächshauseffekt ΔT [K]
tropisches Klima	25,5	3,0
gemäßigtes Klima	15,5	3,5
kühl-gemäßigtes Klima	9,0	3,0

Es zeigte sich deutlich, dass über einen längeren Zeitraum auch bei unterschiedlichen Klimabedingungen der Aufschlag mit ca. 3 Kelvin sehr ähnlich ist.

Im Laborversuch in Braunschweig wurden während einer Trocknungscharge im Februar/März aus den Messungen täglich die mittlere Innentemperatur und die Verdunstungsleistung ermittelt. Diese Messwerte sind in Abbildung 35 eingetragen. Zwar liegt die Verdunstungsleistung mit 0,4 bis 0,8 kg/(m²·d) aufgrund der

Randbedingungen (wenig Globalstrahlung, Temperaturen zwischen 6 und 11 °C) niedriger als in anderen Versuchen, die steigende Verdunstungsleistung mit zunehmender Temperatur ist jedoch eindeutig erkennbar.

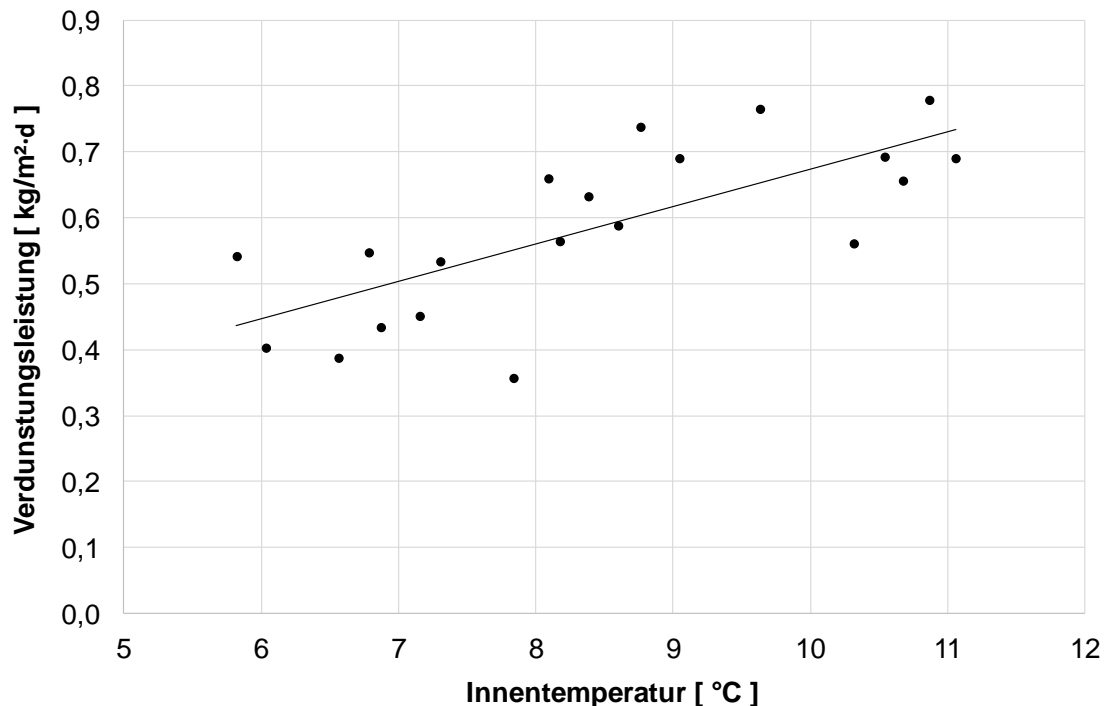


Abbildung 35: Abhängigkeit der Verdunstungsleistung von der Innentemperatur

5.1.5 Relative Luftfeuchtigkeit

Auch der Verlauf der relativen Luftfeuchtigkeit zeigte sich über eine Trocknungscharge überwiegend konstant. Das Minimum der Luftfeuchtigkeit in der Außenluft wird jeweils kurz nach 12 Uhr mittags erreicht, wenn die Sonne ihren höchsten Stand hat und für eine entsprechende Erwärmung der Luft sorgt. Die relative Luftfeuchtigkeit während jeweils einer Trocknungscharge wird in Abbildung 36 für den Standort Cali und in Abbildung 37 für den Standort Kłodzko gezeigt. Durch die Temperaturerhöhung im Inneren der Versuchsanlage steigt die Wasseraufnahmekapazität der Luft, insbesondere gegen Ende einer Trocknungscharge ist dann zu erkennen, dass die Luftfeuchtigkeit innen niedriger als außen ist. Zu Beginn einer Charge, wenn die Trocknung schneller voranschreitet, werden diese Wassermengen von der Luft aufgenommen und nach außen transportiert. Somit liegt die relative Luftfeuchtigkeit innen teilweise höher als außen. Nachts steigt die relative Luftfeuchtigkeit der Außenluft durch die Abkühlung der Luft. Tritt diese dann in den Trockner ein, erreicht die Luftfeuchtigkeit im Laufe der Nacht ihren Sättigungspunkt, so dass sich an manchen Tagen Kondenswasser an den Innenseiten der Eindeckung niedergeschlagen hat. Im tropischen und

gemäßigten Klima ist das Kondenswasser innerhalb weniger Stunden nach Sonnenaufgang verdunstet und wurde mit dem ausgetauschten Luftvolumen nach außen transportiert. Im Winter hingegen dauerte die Verdunstung des Kondenswassers deutlich länger. Daher wurde das Kondenswasser überwiegend manuell entfernt, um die Transmission der Außenfläche nicht zu verändern.

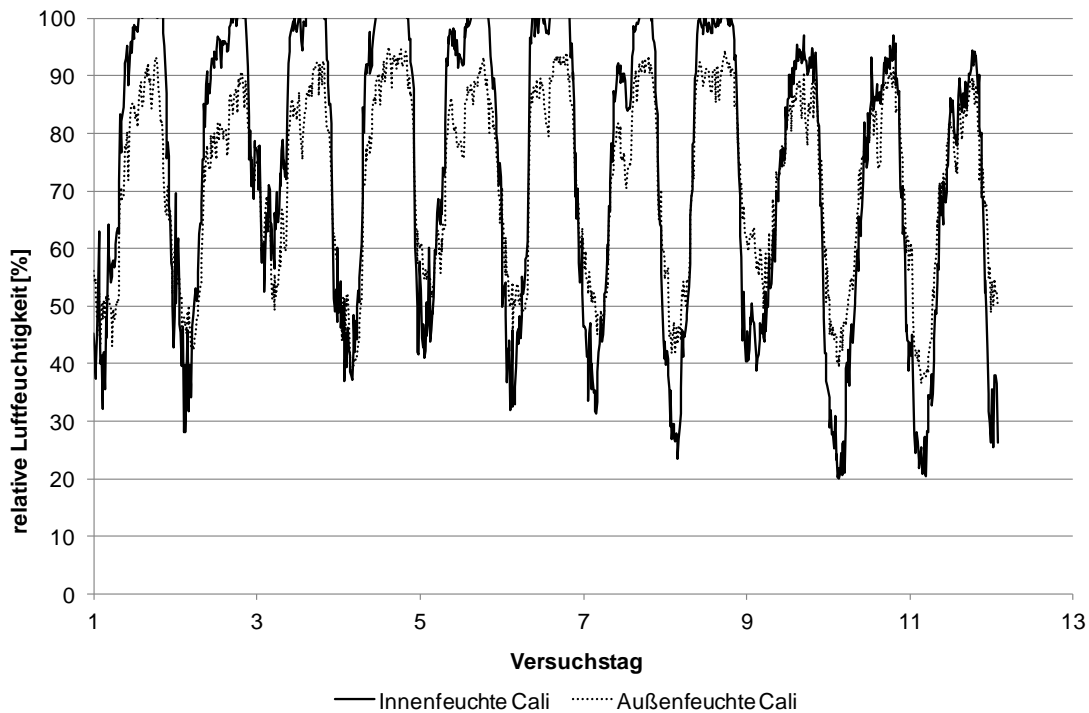


Abbildung 36: Luftfeuchtigkeit außen und innen in Cali

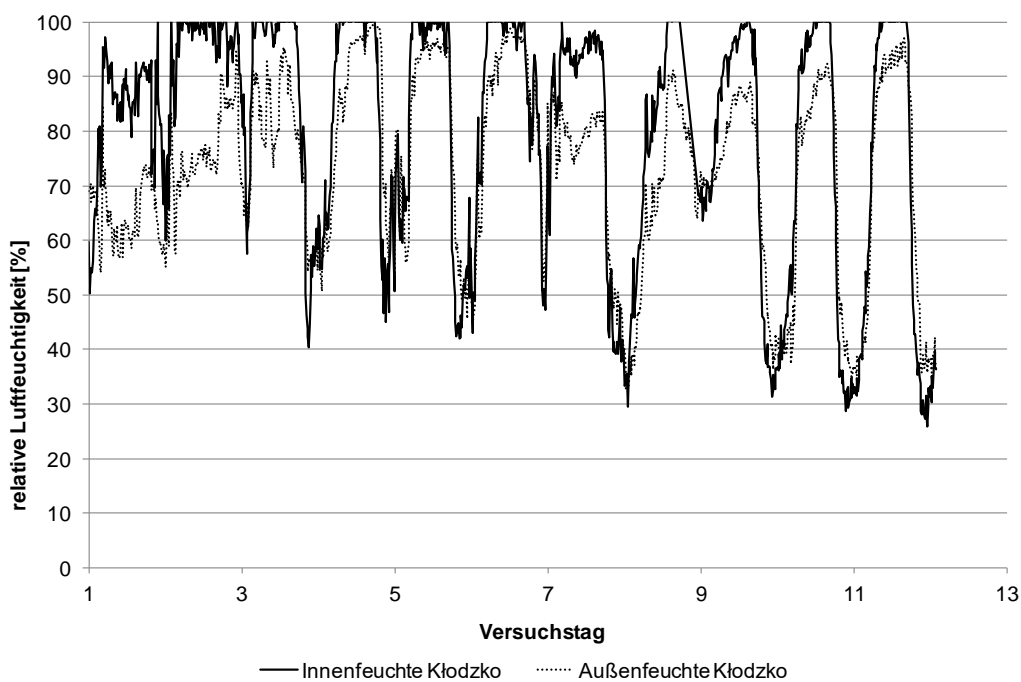


Abbildung 37: Luftfeuchtigkeit außen und innen in Kłodzko

Am Standort Braunschweig wurde die Versuchsanlage vom Sommer bis in den Winter betrieben, die deutlichen Unterschiede der Luftfeuchtigkeit sind in Abbildung 38 und Abbildung 39 zu erkennen. Im Sommer bei Temperaturen von rund 20 °C im Tagesmittel schwankte die relative Luftfeuchtigkeit zwischen 30 % und dem Sättigungspunkt. Im Winter (Tagesmitteltemperatur 6 °C) hingegen wurde eine relative Luftfeuchte von 50 % nicht unterschritten und insbesondere zu Trocknungsbeginn bewegte sich die Feuchtigkeit der Innenluft häufig nahe der Sättigung.

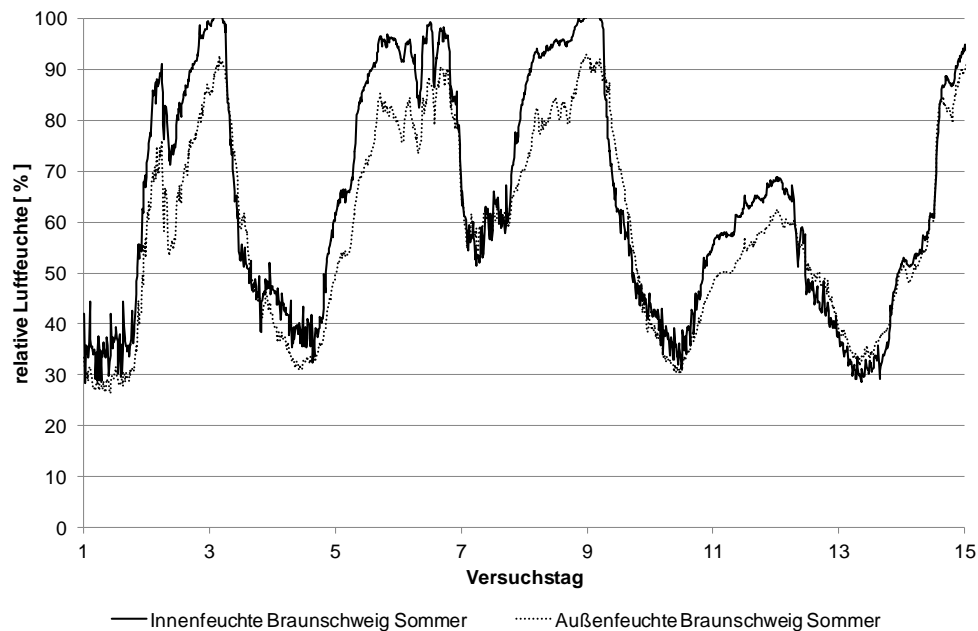


Abbildung 38: Luftfeuchtigkeit außen und innen in Braunschweig im Sommer

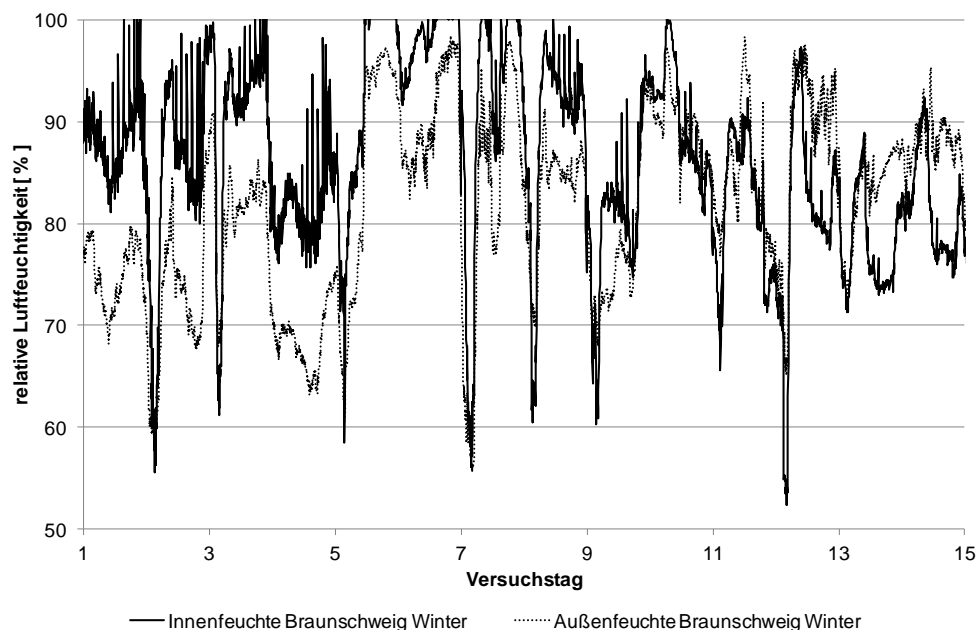


Abbildung 39: Luftfeuchtigkeit außen und innen in Braunschweig im Winter

Im Mittel ergeben sich die in Tabelle 25 dargestellten empirisch ermittelten Aufschläge der relativen Luftfeuchtigkeit in Abhängigkeit der mittleren Luftfeuchtigkeit der jeweiligen Klimazone.

Tabelle 25: Erhöhung der relativen Luftfeuchtigkeit $\Delta\Phi$ in Abhängigkeit von den Klimabedingungen des Standorts

Standort	mittlere Luftfeuchtigkeit Φ [%]	Aufschlag durch Gewächshauseffekt $\Delta\Phi$ [%-Punkte]
tropisches Klima	69,7	4,5
gemäßigtes Klima	66,8	5,0
kühl-gemäßigtes Klima	79,5	3,0

Der Aufschlag im kühlen Klima ist kleiner, da aufgrund der geringeren Globalstrahlung und Temperatur die Verdunstung geringer ist und somit weniger Wasser von der Luft aufgenommen wird.

Bei den Laborversuchen in Braunschweig bei winterlichen Bedingungen wurde auch die Abhängigkeit der Verdunstungsleistung von der relativen Luftfeuchte ermittelt. Der Zusammenhang ist in Abbildung 40 dargestellt. Die relative Luftfeuchtigkeit im Inneren schwankte im Untersuchungszeitraum zwischen 65 und 80 % und mit steigender Feuchte sank die Verdunstungsleistung auf rund die Hälfte.

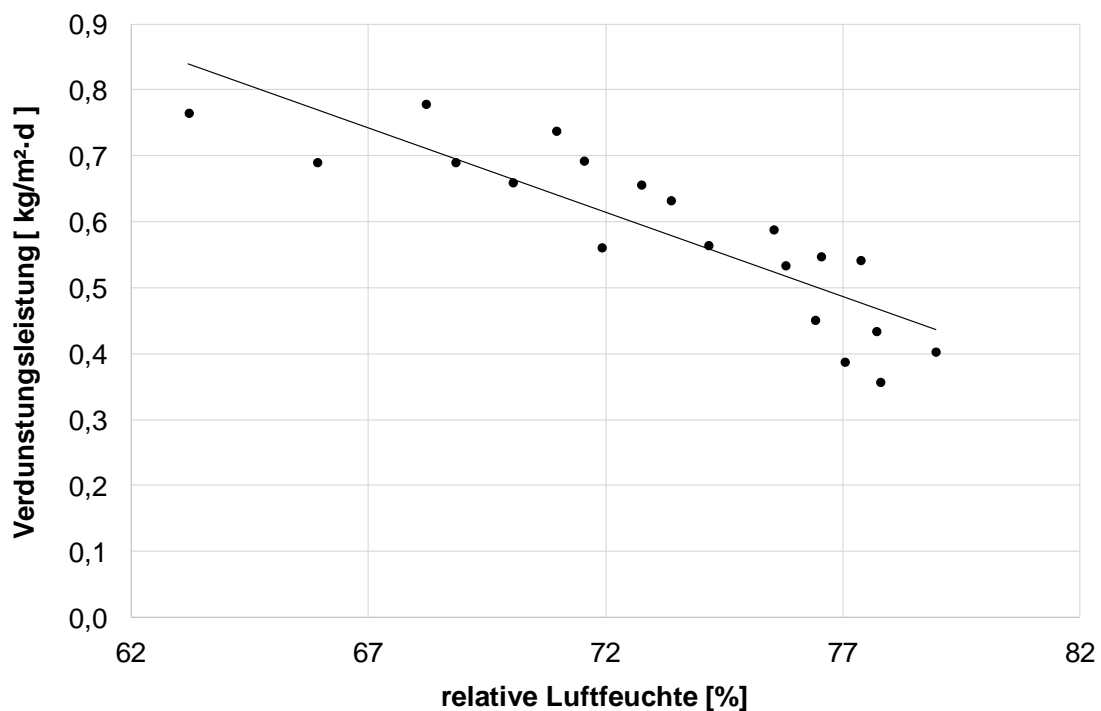


Abbildung 40: Abhängigkeit der Verdunstungsleistung von der relativen Luftfeuchte innen

5.1.6 Trocknungsdauer

Die absolute Trocknungsdauer zeigte in den Untersuchungen eine Abhängigkeit von Klima und Jahreszeit. Um eine Vergleichbarkeit zwischen den einzelnen Chargen zu erreichen, wurde zur Ermittlung der Trocknungsdauer immer die Zeit zwischen einem Trockenrückstand von 35 % und einem Trockenrückstand von 85 % betrachtet. Die durchschnittliche Zeit zur Trocknung an den verschiedenen Standorten und mit unterschiedlichen Randbedingungen ist in Abbildung 41 dargestellt. Insgesamt konnten Trocknungszeiten zwischen vier und zwölf Tagen bestimmt werden. Für eine weitergehende Trocknung auf über 90 % TR oder bei feuchterem Eintragsmaterial erhöhte sich die Dauer entsprechend.

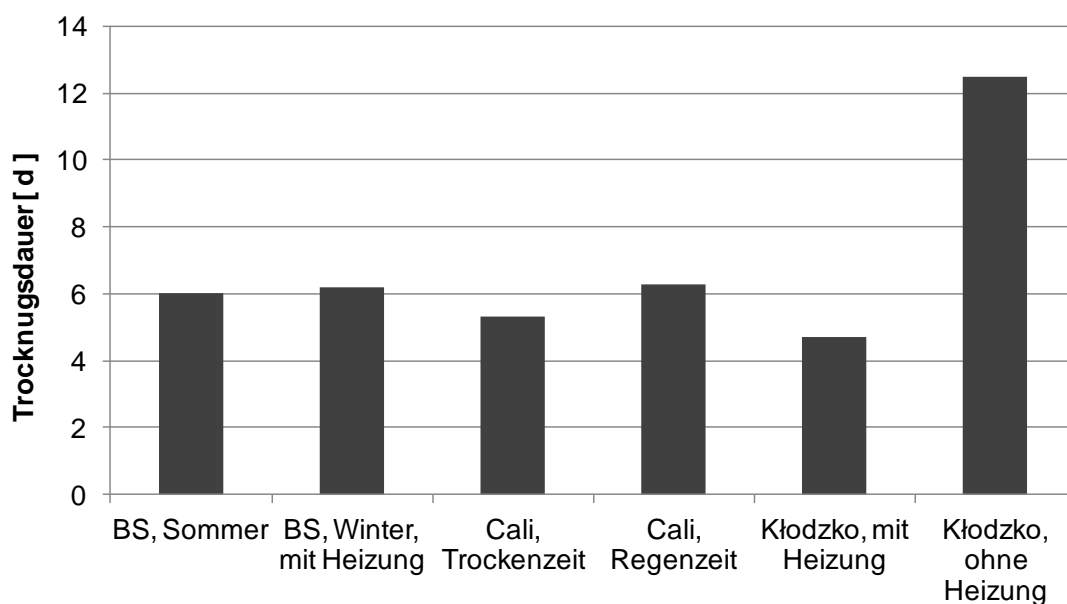


Abbildung 41: Trocknungsdauer an verschiedenen Standorten

Die kürzeste Trocknungsdauer unter natürlichen Randbedingungen ist in tropischen Regionen während der Trockenzeit zu finden. Während der Regenzeit in tropischen Regionen und bei sommerlichen Temperaturen in den gemäßigten Breiten ist die Dauer nur unwesentlich länger. Die Trocknung dauert in diesen Fällen jeweils rund sechs Tage.

In kalten Regionen und bei kühlerem Wetter in der gemäßigten Klimazone hingegen erstreckt sich die Trocknungszeit auf bis zu zwei Wochen. Bei winterlichen Bedingungen – insbesondere wenn das Gewächshaus schneebedeckt ist – kommt die Trocknung vollständig zum Erliegen, in dieser Zeit wird der Schlamm ausschließlich gespeichert. Durch den Einsatz einer Zusatzheizung kann im Winter dennoch eine Trocknung möglich werden. Bei entsprechendem Energieeinsatz können dann auch Trocknungszeiten wie im Sommer erreicht werden. An

allen Standorten konnte mithilfe der Zusatzheizung die Trocknungsdauer während der Trocknungsperiode verkürzt werden.

5.1.7 Schichthöhe

Die Schichthöhe sollte in mehreren Versuchschargen variiert werden. Aufgrund der Klärschlammbeschaffenheit ist eine einheitliche Höhe über die gesamte Oberfläche in der halbtechnischen Anlage nur schwer herzustellen und zu überprüfen. Daher wurde in ersten Vorversuchen ein Zusammenhang zwischen Schichthöhe und aufgegebener Schlammmenge hergestellt. Eine Schichthöhe von ca. 10 cm konnte mit einer Masse von 400 kg erreicht werden. Wurde auf die gleiche Fläche der Versuchsanlage weniger Schlamm aufgegeben, reduzierte sich die Schichthöhe entsprechend. In Cali, Kolumbien wurden Schlamm Mengen von 400 kg, 300 kg und 200 kg aufgegeben, was Schichthöhen von ca. 10 cm, 8 cm und 5 cm entspricht. In Kłodzko, Polen wurde die Schlammmenge zusätzlich auf 500 kg (ca. 13 cm) erhöht. Für die Auswertung wurde ebenfalls der Zeitraum zur Trocknung von 35 % TR auf 85 % TR betrachtet.

Abbildung 42 zeigt die absolute Trocknungsdauer und die Trocknungsgeschwindigkeit der drei Schichthöhen, die in Cali untersucht wurden. Bei allen drei untersuchten Chargen waren die Betriebsparameter (Wendeintervall, Lüftung, keine Zusatzheizung) identisch gewählt, die Außentemperatur lag durchgehend im Mittel bei 25,4 °C. Deutlich zu erkennen ist die zunehmende Trocknungszeit bei größeren Schichthöhen. Ebenso steigt mit zunehmender Schichthöhe die Trocknungsgeschwindigkeit [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$], auf ein Jahr bezogen könnten so bei einer Schichthöhe von 10 cm mit 1.725 kg fast 30 % mehr Schlamm getrocknet werden als bei einer Schichthöhe von 5 cm (1.340 kg/a).

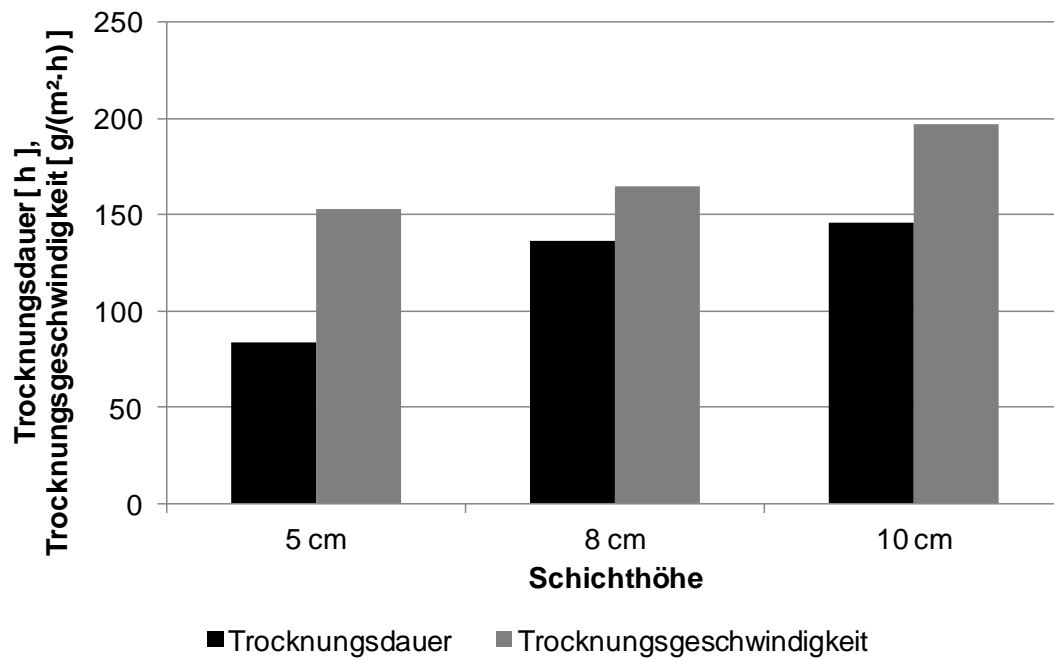


Abbildung 42: Trocknungsdauer und -geschwindigkeit bei unterschiedlichen Schlammhöhen in Cali, Kolumbien

Bei den Untersuchungen im Labormaßstab in Braunschweig zeigten sich vergleichbare Ergebnisse (Abbildung 43). Hier wurden fünf unterschiedliche Schlammhöhen jeweils auf einer Fläche von 0,2 m² bei durchschnittlich 16,6 °C getrocknet. Der Schlamm wurde einmal täglich gewendet.

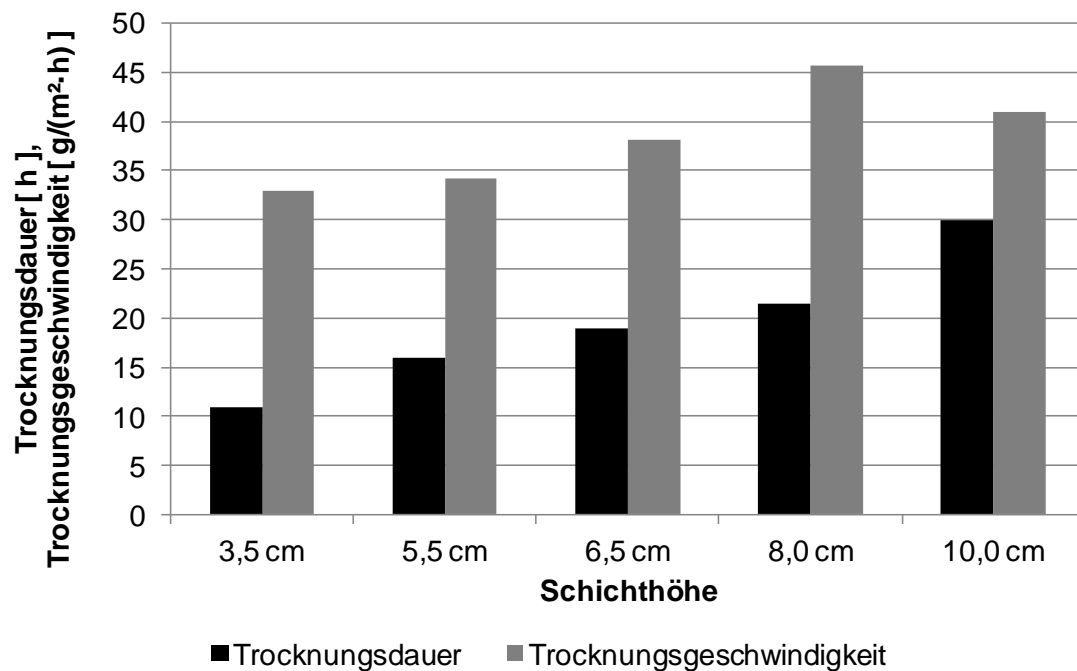


Abbildung 43: Trocknungsdauer und -geschwindigkeit bei unterschiedlichen Schlammhöhen im Laborversuch in Braunschweig

Die Verdunstung erfolgt über die Oberfläche des Schlammbeetes, dennoch ist die Schichthöhe nicht vollständig unabhängig von der Trocknungsgeschwindigkeit.

Zwar verlängert sich durch eine höhere Stapelung die absolute Trocknungsdauer, jedoch kann durch die erhöhte Trocknungsgeschwindigkeit insgesamt mehr Schlamm in der gleichen Zeit getrocknet werden. Wird für die Klärschlämme der in Abbildung 4 dargestellte idealisierte Trocknungsverlauf vorausgesetzt, ist anzunehmen, dass sich die Chargen mit größerer Schlammhöhe länger in Phase 1 (konstante, hohe Trocknungsrate) befinden und dadurch die höhere Trocknungsgeschwindigkeit erreicht wird.

Auch wenn die Stapelhöhe einen Einfluss auf die Trocknungsgeschwindigkeit zeigte, wurde entschieden, diesen Parameter nicht in die Bemessung aufzunehmen. Eine exakte Einstellung der Schlammhöhe ist in der Praxis nicht immer umsetzbar. Entscheidend ist, dass der Schlamm regelmäßig gewendet wird, um die Oberfläche aufzubrechen, und dass das Wendeaggregat den Schlamm handhaben kann. Großtechnisch sollten Höhen zwischen 5 cm und 30 cm gewählt werden. Unter 5 cm wird ein Greifen und somit Umwälzen des Schlamms schwierig, Schlammhöhen über 30 cm sind nicht mehr gut mischbar.

5.1.8 Wendeintervall

Der Trocknungsverlauf für unterschiedliche Wendezyklen am Standort Cali ist in Abbildung 44 aufgetragen. Auch hier wurde die Trocknung von 35 % auf 85 % TR betrachtet und ausgewertet. Im Mittel konnten rund 200 g H₂O/(m²·h) verdunstet werden, die absolute Trocknungszeit lag bei rund 150 Stunden. Bei den dargestellten Wendeintervallen (alle 60, 120 und 240 Minuten) konnte der Klärschlamm mechanisch gut gewendet werden und eine Trocknung war möglich. Allerdings verklebte der anaerob stabilisierte Primärschlamm, wenn öfter als einmal pro Stunde gewendet wurde. Bei weniger als sechs Wendezyklen pro Tag entwickelten sich im Schlammbeet Fliegenlarven. An den Standorten Braunschweig und Kłodzko waren bis zu drei Wendezyklen pro Stunde ohne Verklebung möglich.

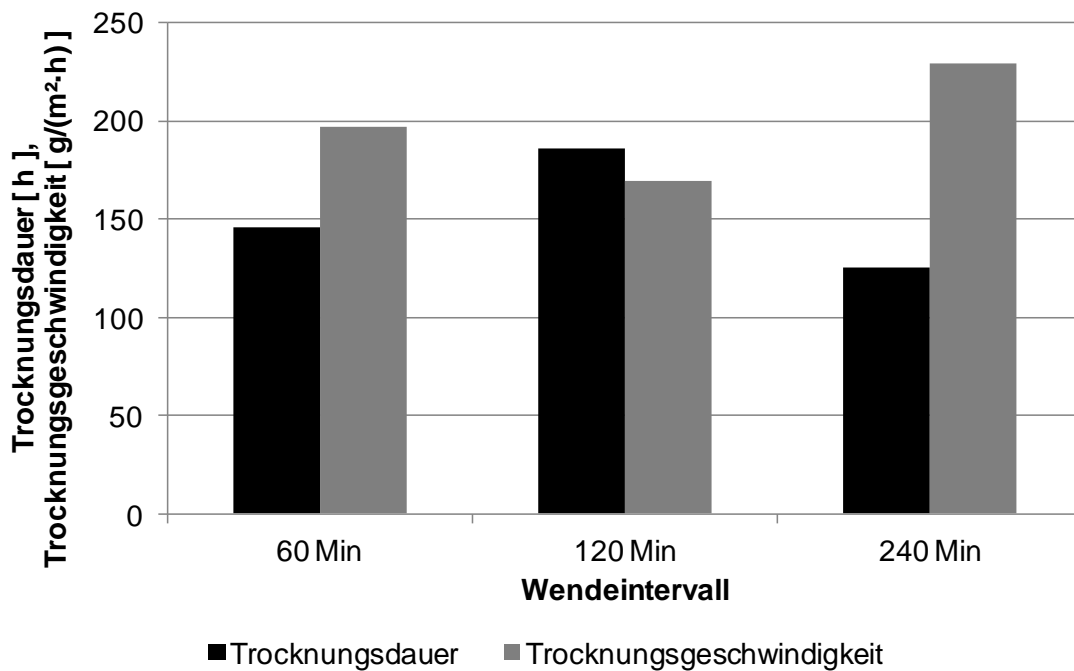


Abbildung 44: Trocknungsverlauf unterschiedlicher Wendeintervalle

Da die Verdunstung über die Oberfläche stattfindet und das Wasser aus tieferen Schichten erst an die Oberfläche transportiert werden muss, wäre zu erwarten, dass sich ein häufigeres Wendeintervall positiv auf die Trocknungsgeschwindigkeit auswirkt. In der untersuchten Charge zeigte sich jedoch bei dem Wendeintervall von 240 Minuten die kürzeste Trocknungszeit und damit die größte Trocknungsgeschwindigkeit. Erklärbar ist dies mit Änderungen der ansonsten relativ konstanten Wetterbedingungen in Cali, Kolumbien. Im Gegensatz zu der Referenzcharge lagen Temperatur und Globalstrahlung leicht höher, die relative Feuchtigkeit der Außenluft um wenige Prozentpunkte niedriger. In die Bemessung wurde dieser Parameter nicht aufgenommen, das Wendeintervall stellt jedoch im Betrieb eine geeignete Einflussgröße dar, um auf Änderungen der Schlammzusammensetzung oder des Wetters zu reagieren.

5.1.9 Zusatzheizung

Die solare Klärschlamm-trocknung ist in vielen Fällen ohne zusätzliche Energiezufuhr möglich. Bei einigen Witterungsbedingungen jedoch kann der Einsatz einer Zusatzheizung lohnenswert sein. In den Untersuchungen zeigte sich, dass die Trocknung am tropischen Standort in der Regenzeit durch die erhöhte Luftfeuchtigkeit eingeschränkt ist. Auch nachts wurde die Verdunstungsleistung aufgrund der fehlenden Solarstrahlung auf ein Minimum reduziert. Temperaturen, die tagsüber an allen untersuchten Standorten zu einer erfolgreichen Trocknung

führten, zeigten nachts keine Wirkung. Die Zusatzheizung führte hier zu einer Fortsetzung der Trocknung.

Abbildung 45 zeigt, wie sich die Trocknung durch den Einsatz der Zusatzheizung verändert. Am Standort Cali wurde die Fußbodenheizung (FBH) nachts in der Zeit zwischen 20 und 07 Uhr bei 55 °C betrieben. Dadurch konnte auch in der Nacht eine Trocknung und somit Gewichtsreduktion erreicht werden. Insgesamt verkürzte sich die Trocknungsdauer um rund drei Tage. Die Trocknungsdauer und die daraus resultierende Trocknungsgeschwindigkeit sind in Abbildung 46 dargestellt.

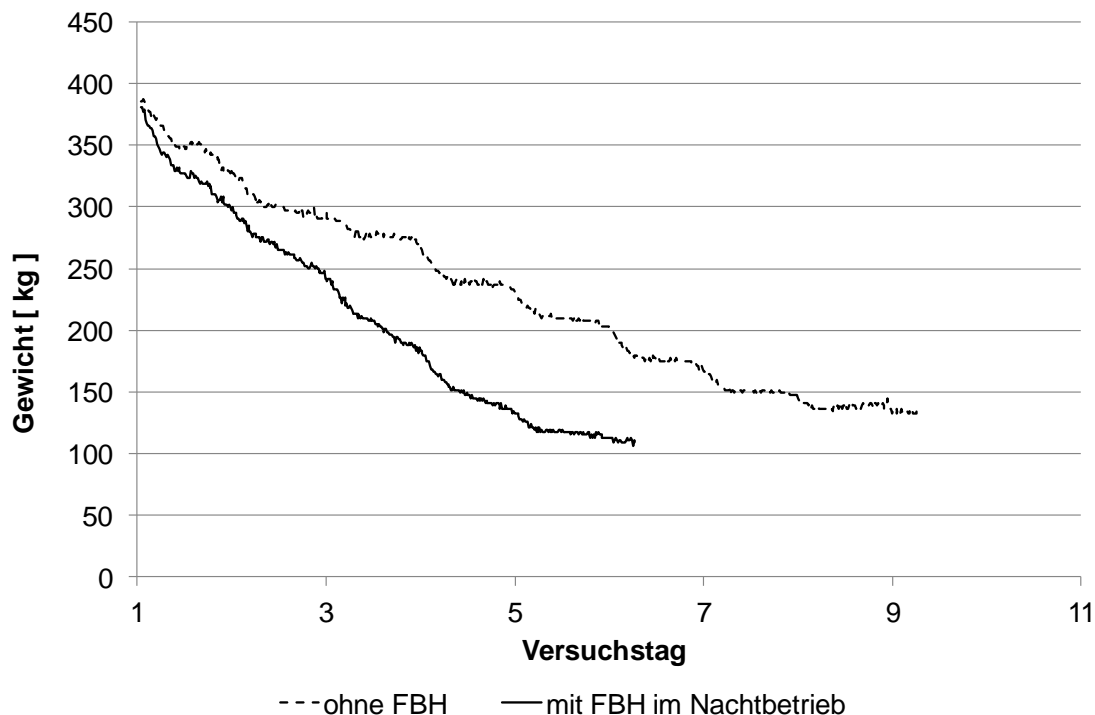


Abbildung 45: Gewichtsverlauf mit und ohne Einsatz der Fußbodenheizung in Cali, Kolumbien

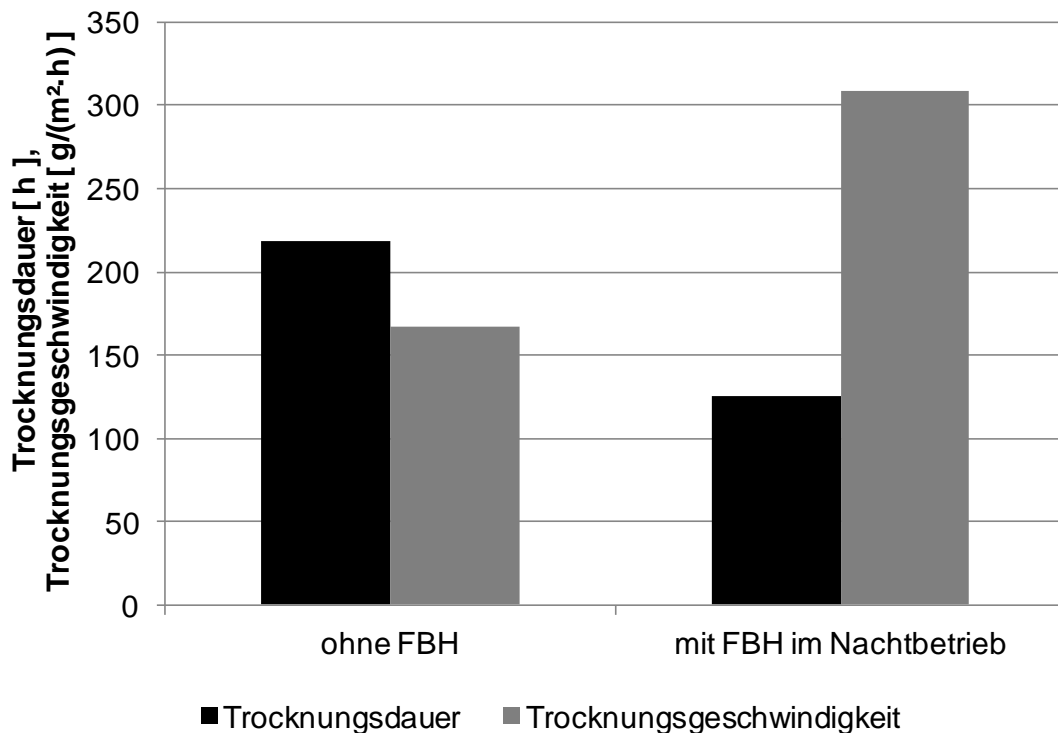


Abbildung 46: Trocknungsverlauf mit und ohne Einsatz der Fußbodenheizung in Cali, Kolumbien

Auch am Standort Kłodzko wurde die Versuchsanlage mit und ohne Zusatzheizung bei ähnlichen Wetterbedingungen betrieben, wobei zwischen ganztägigem und nur nächtlichem Betrieb der Fußbodenheizung zu unterscheiden ist. Die Gewichtsreduktion bei den unterschiedlichen betrieblichen Randbedingungen ist in Abbildung 47 dargestellt. Beim Betrieb ohne FBH zeigt sich, dass die Trocknung nahezu ausschließlich am Tag stattfindet. Beim Einsatz der FBH in der Nacht erhöht sich die Gewichtsreduktion bereits deutlich und nimmt beim Ganztagesbetrieb weiter zu. Die Trocknungsdauer und –Geschwindigkeit von 35 % auf 85 % TR zeigt Abbildung 48. Die deutliche Verkürzung der Trocknungszeit von 13 auf 6 Tage durch den Einsatz der Fußbodenheizung wird offensichtlich, hingegen ist der Unterschied zwischen dem zehnstündigen und ganztägigen Einsatz nur noch geringfügig.

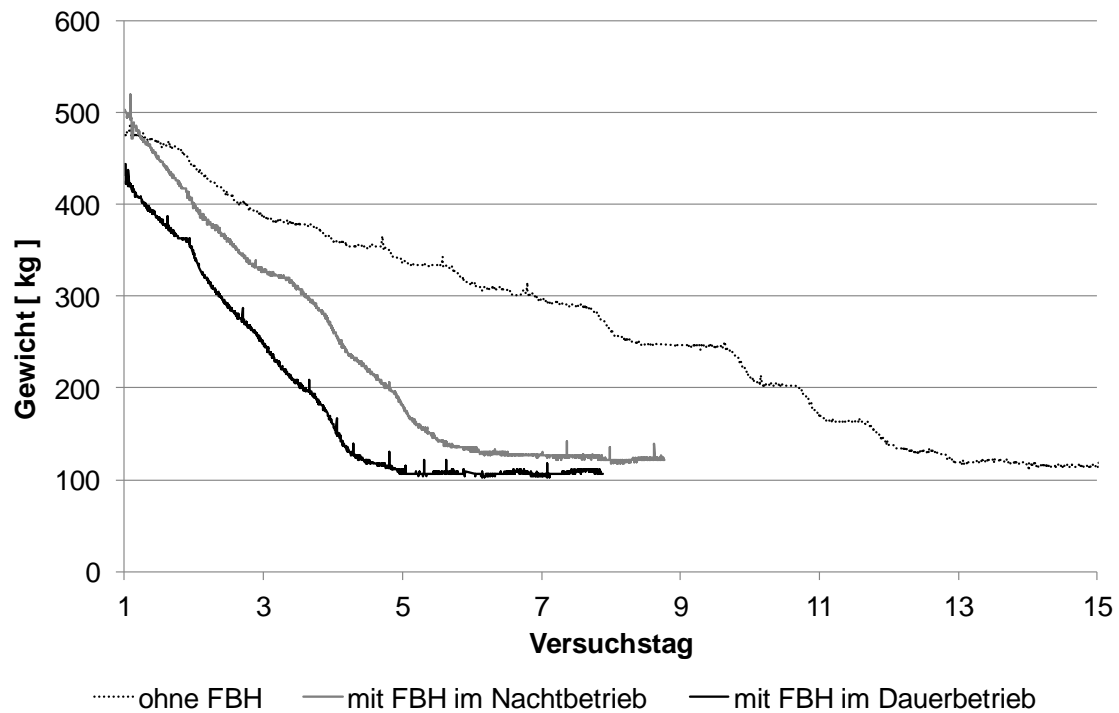


Abbildung 47: Gewichtsverlauf mit und ohne Einsatz der Fußbodenheizung in Kłodzko, Polen

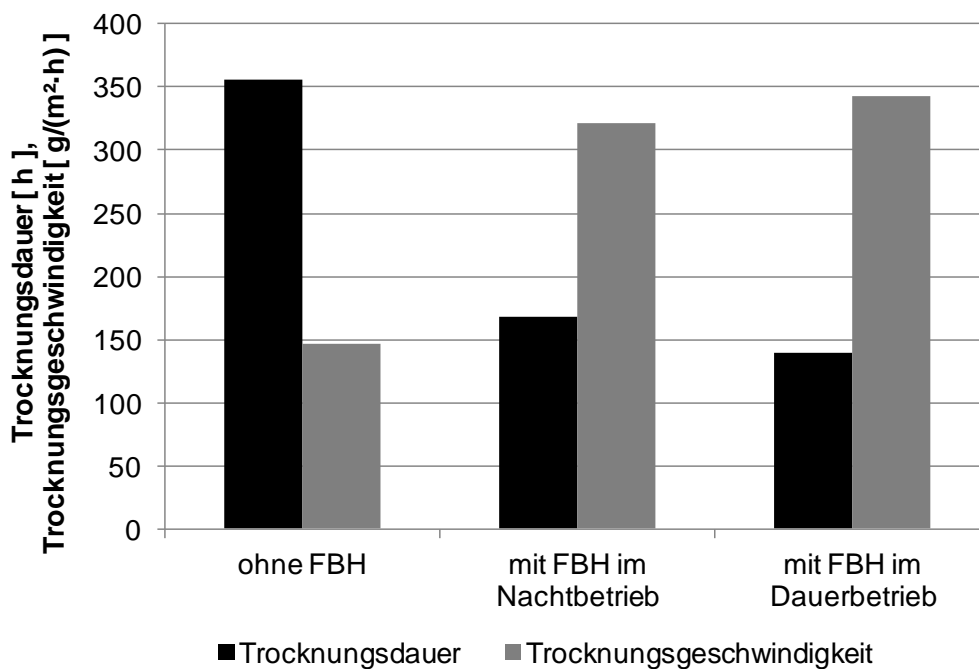


Abbildung 48: Trocknungsverlauf mit und ohne Einsatz der Fußbodenheizung in Kłodzko, Polen

In Braunschweig wurde der Trockner im Sommer bei natürlichen Wetterbedingungen und im Winter mit Zusatzheizung betrieben. Daher ist kein direkter Vergleich des Trocknungsverlaufes möglich.

In Versuchen am Standort Braunschweig in einer Halle, die die äußeren Wittereinflüsse auf ein Minimum reduzierte, wurden die Auswirkungen zweier verschiedener Heizaggregate (Fußbodenheizung und Heizlüfter) untersucht. Die Trocknungsaggregate wurden so betrieben, dass sie einen Temperaturbereich von 40 °C (z. B. über eine Wärmepumpe aus Abwasser entzogen) bis 80 °C (z. B. über Warmluftheizung aus BHKW-Kühlwasser) abdeckten.

Die Nutzung einer Zusatzheizung führte in beiden Fällen neben der Erhöhung der Trocknungsleistung zu einer Vergleichsmäßigung der Trocknungsgeschwindigkeit im Tagesgang. Diese kann auch auf den Jahresgang der Trocknung an einem Standort mit ausgeprägten Jahreszeiten übertragen werden. Die Erhöhung der Verdunstung belief sich auf 30 bis 100 % der Verdunstung ohne Zusatzheizung. Diese Steigerung kann genutzt werden, um die Trocknungsfläche zu reduzieren oder auf der vorhandenen Fläche mehr Klärschlamm zu trocknen.

Die größten Steigerungen der Verdunstung konnten in den Untersuchungen beim Einsatz einer Fußbodenheizung erzielt werden. Eine Erwärmung der Trocknungsluft mittels Heizlüftern erbrachte bei gleichem Energieeinsatz geringere Steigerungen der Verdunstung. Die Wassermengen, die mit 1 kWh elektrischer Energie der verschiedenen Wärmequellen (Globalstrahlung, Fußbodenheizung, Heizlüfter) in der halbtechnischen Anlage verdunstet werden können, sind in Tabelle 26 zusammengestellt.

Tabelle 26: Beispiele für die auf den Energieeintrag bezogene Verdunstungsleistung unterschiedlicher Wärmequellen im halbtechnischen Maßstab

	Globalstrahlung	Fußbodenheizung	Heizlüfter*)
Verdunstung [g H₂O/(kWh·m²)]	gemäßigtes Klima:	bei 55 °C:	Leistungsstufe 4,5 kW:
	150	80	58
	tropisches Klima:	bei 80 °C:	Leistungsstufe 6,75 kW:
	135	61	40

*) Temperatur bei beiden Stufen: ca. 70 °C am Heizregister, 30 °C bis 35 °C am Fußboden.

Mit einer Erhöhung des Energieeintrags verbesserte sich die spezifische Trocknungsleistung in Bezug auf die eingesetzte Energie nur vergleichsweise gering. Wurde beispielsweise die Fußbodenheizung auf eine Temperatur von 80 °C statt 55 °C eingestellt, wurde ca. 70 % mehr Energie verbraucht (138 kWh/d bzw. 82 kWh/d), die Trocknungsleistung jedoch lediglich um 26 % gesteigert (59 kg/d bzw. 47 kg/d). Die Trocknungszeit verkürzte sich in diesem Falle von sechs auf vier Tage. Bei einem halbjährlichen Einsatz einer Fußbodenheizung (im Winter bzw. in der Regenzeit) könnte die Trocknungsfläche bei einer Vorlauftemperatur von 55 °C um rund ein Viertel reduziert werden.

In gemäßigten und kalten Klimaregionen führt eine zusätzliche Wärmequelle in kühleren Witterungsperioden dazu, den Trockenrückstand auf einem vergleichbaren Wert wie im Sommer zu halten. Im Winter, insbesondere wenn die Einstrahlung durch Schneebedeckung minimiert ist, fungiert ein Solartrockner ohne Zusatzheizung vorwiegend als Speicher, die Trocknung muss ausschließlich in den Frühlings- bis Herbstmonaten erfolgen und die Trocknungsfläche vergrößert sich entsprechend. Bei Einsatz einer Zusatzheizung wird die Verdunstungsleistung erhöht bzw. eine Trocknung überhaupt erst ermöglicht.

Aus energetischen Aspekten ist ein Fremdwärmeeinsatz insbesondere bei vorhandenen Abwärmequellen sinnvoll. Die Nutzung von Primärenergieträgern zur Wärmeerzeugung ist in der Regel unwirtschaftlich und aus ökologischen Gründen nicht empfehlenswert. Um einen optimalen Einsatz der Zusatzenergie zu erzielen, sollte die Trocknung mit einer Steuerungsmöglichkeit ausgestattet werden. Die Steuerung der Zusatzheizung sollte zudem mit der Lüftungssteuerung gekoppelt sein.

5.1.10 Luftwechsel

Die Lüftung spielt bei der Trocknung eine entscheidende Rolle, da die verdunstete Wassermenge aus der Halle heraus transportiert werden muss. Dies kann auf natürliche Weise durch Fenster in den Hallenwänden und dem Dach erfolgen, durch Ventilatoren wird die Leistungsfähigkeit jedoch deutlich gesteigert. Eine optimale Regelung schaltet die Ventilatoren entsprechend der verdunsteten Wassermenge (Luftfeuchtigkeit in der Trocknungshalle) und der Feuchte der Außenluft ein und aus.

Die mit Wasserdampf beladene Luft muss aus der Trocknungshalle nach außen transportiert werden, um ein weiteres Verdunsten und somit die Trocknung zu ermöglichen. Einerseits soll die Feuchtigkeit möglichst gut und schnell abtransportiert werden, auf der anderen Seite soll die Luft die Möglichkeit haben, sich zu erwärmen, um die Wasseraufnahmekapazität zu erhöhen. Die Luftfeuchtigkeit innen lässt sich anhand der Luftwechselrate berechnen (Homann, 2013). Der Zusammenhang zwischen der Luftwechselrate n und der Luftfeuchte innen ϕ_i ist in Abbildung 49 und Abbildung 50 dargestellt. Die Berechnung erfolgt anhand von Formel 9 und den dazu angegebenen Eingangswerten.

$$\Phi_i = \Phi_e \cdot \frac{v_{\text{sat},e}}{v_{\text{sat},i}} \cdot \frac{T_e}{T_i} + \frac{E}{n \cdot V \cdot v_{\text{sat},i}} \quad [\%]$$

Formel 9

n = Luftwechselrate [1/h]

$v_{\text{sat},e}$ = Sättigungskonzentration Außen [kg/m^3]

$v_{\text{sat},i}$ = Sättigungskonzentration Innen [kg/m^3]

E = verdunstete Wassermenge [$\text{g H}_2\text{O}/\text{h}$]

V = Volumen [m^3]

T_e = Außentemperatur = 20 °C (bei Variation der rel. Luftfeuchte außen)

T_i = Innentemperatur [%]

Φ_e = rel. Luftfeuchte außen = 55 % (bei Variation der Außentemperatur)

Φ_i = rel. Luftfeuchte innen [%]

Bei hohen Luftwechselraten nähert sich die Luftfeuchtigkeit innen einer Grenzfeuchtigkeit, die der Luftfeuchtigkeit der Außenluft entspricht. Dieser Zusammenhang ist in Abbildung 49 dargestellt. Auch bei hohen Luftwechselraten liegt die Innentemperatur (mindestens geringfügig) über der Außentemperatur, wodurch die Wasseraufnahmekapazität steigt. Die Luftfeuchtigkeit innen bleibt somit unterhalb der Außenluftfeuchtigkeit.

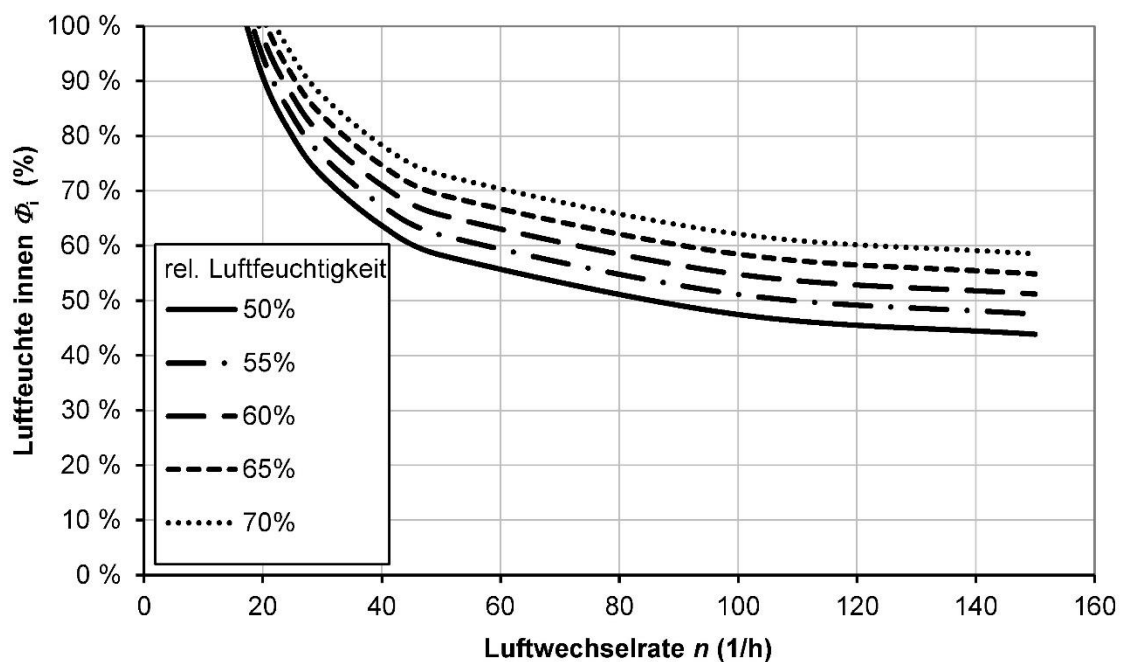


Abbildung 49: Abhängigkeit der relativen Luftfeuchte innen von der Luftwechselrate bei verschiedenen relativen Luftfeuchten außen und $T_e = 20 \text{ °C}$

Sehr geringe Luftwechselraten hingegen führen zu einer vollständigen Wassersättigung der Luft. Das zugeführte Luftvolumen kann trotz Erwärmung und damit

gesteigerter Wasseraufnahmekapazität nicht mehr ausreichend verdunstetes Wasser aufnehmen.

Abbildung 50 zeigt den Verlauf der Luftfeuchtigkeit innen bei verschiedenen Außentemperaturen und einer konstanten Luftfeuchte außen von 55 %. Die Kurvenschar verdeutlicht auch hier, dass sich mit zunehmender Luftwechselrate die Bedingungen innen und außen angleichen. Bei geringen Luftwechselraten erreicht die Innenluft den Punkt der Wassersättigung, dies geschieht aufgrund der geringeren Wasseraufnahmekapazität umso früher je kälter die Luft ist.

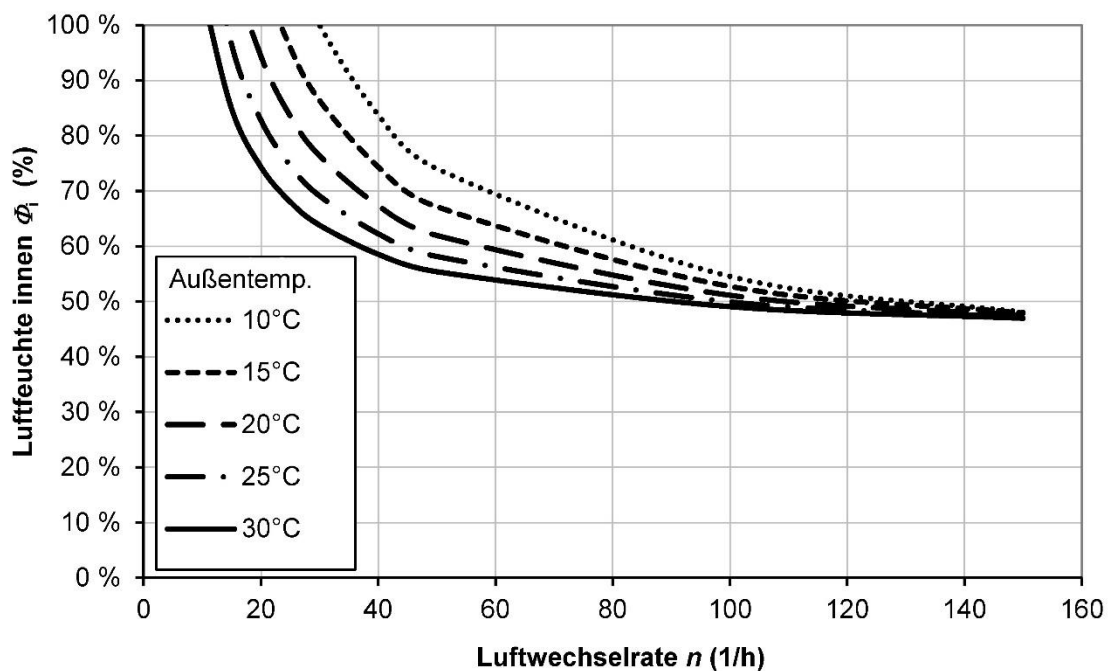


Abbildung 50: Abhängigkeit der relativen Luftfeuchte innen von der Luftwechselrate bei verschiedenen Außentemperaturen und $\Phi_e = 55\%$

In den Untersuchungen zeigte es sich, dass dieser Gleichgewichtszustand bereits ab Luftwechselraten im niedrigen dreistelligen Bereich erreicht wird. Für die Solartrocknung übliche Luftwechselraten liegen im Bereich von 30 bis 80 pro Stunde.

5.1.11 Rückmischung von getrocknetem Klärschlamm

In der großtechnischen Praxis wird dem entwässerten Klärschlamm bereits getrockneter beigemischt, um den Trockenrückstand des Eintragsmaterials zu erhöhen. Dadurch wird die klebrige Leimphase übergangen, die das Handling erschwert. Gleichzeitig werden dadurch Staub- und Geruchsemissionen reduziert (Huber SE, 2019).

In der Versuchsreihe wurde dem entwässerten Klärschlamm (ca. 30 % TR) am Standort Cali ein unterschiedlicher Anteil getrockneter Klärschlamm (ca.

90 % TR) zugegeben (rückgemischt), so dass in Summe ein Anfangsgewicht von 400 kg erreicht wurde. Abbildung 51 zeigt die absolute Trocknungsdauer, die das Gemisch benötigte, um einen Trockenrückstand von 85 % zu erreichen. Die kontinuierliche Abnahme der Trocknungszeit ist offensichtlich und war zu erwarten, da mit zunehmendem Rückmischungsgrad weniger Wasser zu verdunsten war. Parallel ist die Trocknungsgeschwindigkeit dargestellt, hier ist kein eindeutiger Trend zu erkennen, die Verdunstung liegt zwischen 150 und 250 g/(m²·h). Basierend auf der Verdunstungsleistung und der behandelten Klärschlammmenge der jeweiligen Charge wurde berechnet, wie viel entwässelter Klärschlamm in einer Woche getrocknet werden kann bei unterschiedlicher Zugabe von getrocknetem Granulat. Dieser Wert schwankt um 450 kg und zeigt keinen Vorteil einer bestimmten Einstellung. Die Messung des Ammoniaks in der Abluft zeigte eine leichte Reduktion und somit einen positiven Einfluss des Rückmischens auf die Geruchsemissionen.

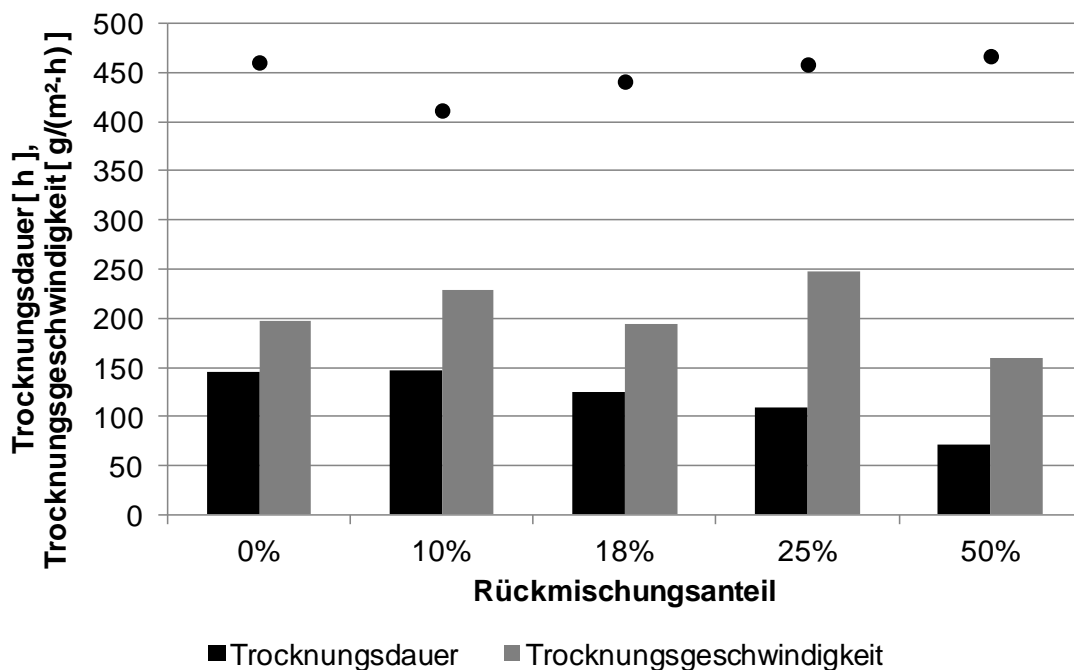


Abbildung 51: Trocknungsverlauf unterschiedlicher Rückmischungsanteile

5.1.12 Staubemissionen

Die Staubkonzentrationen in der Abluft wurden durch Wiegen eines Filtervlieses ermittelt. Das Vlies wurde direkt hinter dem Abluftventilator befestigt, eine normkonforme Messstrecke war somit nicht vorhanden. Im Trockner war eine deutliche Staubbildung zu erkennen, jedoch lagte sich der größte Teil direkt im Inneren ab und wurde nicht nach außen transportiert. Anhand der Filterwiegen zeigte sich, dass insbesondere ab einem Trockenrückstand von 50 % vermehrte

Staubemissionen zu erwarten sind, die auch nach außen getragen werden. Die Staubemissionen ließen sich auf bis zu 4 g pro Trocknungszyklus ermitteln. Während eines Trocknungszyklus wurden im Mittel 615.000 m³ Luft ausgetauscht, die Staubkonzentration in der Abluft lag entsprechend zwischen 5 und 8 µg/m³ und damit unterhalb des in der TA Luft vorgeschriebenen Grenzwertes von 10 mg/m³. Allerdings wurden kleinere Partikel, die möglicherweise das Vlies durchdringen konnten, nicht erfasst. Im Regelbetrieb ist es möglich, dass ein Solartrockner ohne Staubabscheidung betrieben wird. Bei sehr geringen Lüftungsraten (bedingt durch Drehzahl oder Zeitintervall) sollten die Staubemissionen gemessen werden, um ein Überschreiten der Emissionswerte zu vermeiden. Gegebenenfalls muss ein Filter oder eine andere Abluftbehandlung in den Trockner eingebaut werden. Ebenfalls sind die Emissionsgrenzwerte für Staub nach TA Luft zu beachten und eine Abluftbehandlung einzubauen, wenn die zu trocknenden Schlammengen 10 t pro Tag überschreiten. Bei Annahme eines Entwässerungsgrades von 25 % TR und einer Schlammproduktion von 80 g TR/(EW·d) sind das Kläranlagen mit einer Anschlussgröße von über 31.000 EW.

5.1.13 Nähr- und Schadstoffe

Bei der Trocknung handelt es sich um einen physikalischen Prozess, jedoch sind die Mikroorganismen aus den vorherigen Behandlungsstufen weiterhin vorhanden, so dass es auch während der Trocknung biologische Umsetzungsprozesse gibt. Teilstabilisierte Schlämme, aber auch nach DWA-M 368 (2014) als stabilisiert definierte Klärschlämme erfahren beim Trocknen einen geringfügigen Abbau der organischen Inhaltsstoffe. Dieser liegt im kühl-gemäßigten Klima bei 3 % und im gemäßigten und tropischen bei 5 %. In der Literatur genannte Werte von 10 % Abbau konnten bei diesem Versuchsaufbau nicht erreicht werden.

Neben der Organik sind insbesondere Stickstoff und Phosphor bei einer landwirtschaftlichen Verwertung relevant. Die Konzentrationen liegen im entwässerten Klärschlamm im Mittel bei 12 mg TKN pro Gramm Klärschlamm und 0,6 mg P_{ges} pro Gramm Klärschlamm. Über den Trocknungszyklus bleiben die Nährstofffrachten unabhängig von den Umgebungstemperaturen konstant, entsprechend der Wasserreduktion erhöht sich die Konzentration auf 31 mg TKN/g und 2,3 mg/g Phosphor im getrockneten Schlamm. Es zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Standorten. Da in Cali ausschließlich Primärschlamm behandelt wird, liegen die Nährstoffkonzentrationen niedriger als in Braunschweig oder Kłodzko, wo zusätzlich Überschussschlamm behandelt wird. Der im Klärschlamm enthaltene Stickstoff wird teilweise zu Ammoniak

umgesetzt und verlässt die Trocknungsanlage mit der Abluft. Die Stickstofffracht wird dabei am Standort Braunschweig um etwa 50 % reduziert.

Da bei landwirtschaftlicher Verwertung auch Kalium, Magnesium und Calcium für das Pflanzenwachstum notwendig sind, wurden diese im Klärschlamm an den Standorten Kłodzko und Cali untersucht. Die Messergebnisse sind in Tabelle 27 dargestellt. Es fallen die deutlich niedrigeren Nährstoffgehalte am Standort in Kolumbien auf, was dadurch zu erklären ist, dass ausschließlich Primärschlamm behandelt und somit untersucht wird. Die Nährstoffe finden sich zu einem großen Teil jedoch im Überschussschlamm. Über den Trocknungsprozess hinweg blieb der Nährstoffgehalt bezogen auf den Trockenrückstand konstant. Es fanden keine Abbauprozesse dieser Stoffe statt.

Tabelle 27: Nährstoffgehalte im getrockneten Klärschlamm

Parameter	Kłodzko, Polen	Cali, Kolumbien
[mg/kg TR]		
Kalium	3.978	414
Magnesium	7.451	1.386
Calcium	21.000	582

Wird der Klärschlamm nicht direkt landwirtschaftlich verwertet, kann der Phosphor aus dem getrockneten Granulat zurückgewonnen werden. Die für Klärschlammasche entwickelten Methoden zeigten sich in Laborversuchen auch für solar getrockneten Schlamm als geeignet. Je nach verwendeter Säure als Lösungsmittel ($\text{pH} < 1$) konnten zwischen 75 und 94 % des Phosphors rückgelöst werden. Bei einem basischen Aufschluss ($\text{pH} > 13$) lag der Rücklösegrad bei 25 bis 44 % und damit über den Literaturwerten für die Rücklösung von Phosphor aus Klärschlammasche. Die erreichbaren Rücklösegrade sind in Tabelle 28 dargestellt.

Tabelle 28: Rücklösegrade verschiedener Lösungsmittel

	Rücklösegrad [%]	
	Versuchsergebnisse	Literatur (KS-Asche)
Schwefelsäure	76-94	67-99 ^{a), b)}
Salzsäure	79-88	88-95 ^{c), d)}
Salpetersäure	76-90	<80 ^{e)}
Natronlauge	25-44	0-30 ^{f)}

a) (Franz, 2008), b) (Takahashi et al., 2001), c) (Schaum, 2007), d) (Pinnekamp et al., 2010), e) (Montag, 2008), f) (Adam, 2008)

Bei einer Behandlungszeit zwischen 20 und 50 Minuten konnten die höchsten Rücklösungen bei feinerem Material erreicht werden, die in Tabelle 28 aufgezeigten unteren Grenzen ergaben sich jeweils wenn das Original-Granulat verwendet wurde. Wurde das Granulat gemahlen bzw. Feinkorn < 1 mm genutzt, konnte mehr Phosphor aus dem getrockneten Klärschlamm gelöst werden. Lediglich bei Verwendung von Schwefelsäure als Lösungsmittel zeigte sich die Rücklösung unabhängig von der Korngröße. Hierfür war jedoch ein thermischer Aufschluss bei 100 °C notwendig. Die konstantesten Ergebnisse lieferte die Lösung in Salpetersäure, die zudem bei Raumtemperatur durchgeführt werden kann. Allerdings ist bei einem sauren Aufschluss zu beachten, dass bei geringen pH-Werten neben dem Phosphor auch Schwermetalle in Lösung übergehen (Langhans, 1998).

Neben den Nährstoffen wurden auch Schadstoffe untersucht, auch die Schwermetallfrachten blieben über den Trocknungsprozess konstant. Da getrockneter Klärschlamm Mineraldünger in der Landwirtschaft ersetzen kann, sind in Tabelle 29 die Schwermetallgehalte beider Düngemittel gegenübergestellt.

Tabelle 29: Vergleich der Schwermetallgehalte in Klärschlamm und Mineraldünger

Schwermetall	Grenzwert	Getrockneter Klärschlamm	Mineraldünger^{e)} (Triplesuperphosphat)
[mg/kg TR]			
Blei	40 ^{a)}	35 ^{d)}	12
Cadmium	1,5 ^{a)}	1,5 ^{c)}	26,8
Chrom	2 ^{a)}	61 ^{c)}	288
Kupfer	0,9 % der TM ^{a)} = 9.000 mg/kg TR	262 ^{d)}	27,3
Nickel	80 ^{a)}	32 ^{c)}	36,3
Zink	4.000 ^{b)}	782 ^{d)}	489

a) DüMV, b) AbfKlärV, c) (DWA, 2005), d) eigene Untersuchung, e) (DWA, 2009)

Bei dem Vergleich zwischen getrocknetem Klärschlamm und Mineraldünger zeigt sich ein differenziertes Bild. Bei Cadmium und Chrom sind die Gehalte im Klärschlamm geringer, bei den anderen Metallen im Mineraldünger. Dennoch halten beide Düngemittel die Grenzwerte nach DüMV bzw. AbfKlärV mit Ausnahme von Chrom ein. Eine Bewertung von Düngemitteln nach einem Schadstoff-Nährstoff-Quotientenmodell wurde vom Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten entwickelt und in DWA (2009) beschrieben.

Die wesentlichen Veränderungen der Schlamminhaltsstoffe durch die solare Trocknung sind in Tabelle 30 zusammengefasst.

Tabelle 30: Veränderung der Schlamminhaltsstoffe über den Trocknungsprozess

Schlamminhaltsstoffe	Tropisches Klima	Gemäßigtes Klima	Kühl-gemäßigtes Klima
Organik	Abbau um ca. 5 % (teilstabilerter Schlamm) ^{b)}	Abbau um ca. 5 % (vollstabilerter Schlamm) ^{b)} bis ca. 10 % ^{a)}	Abbau um ca. 3 % (teilstabilerter Schlamm) ^{b)} bis ca. 10 % ^{a)}
Schwermetalle	Fracht-konstant über den Trocknungsprozess		
Stickstoff	Abbau zu NH ₃ um ca. 50 %		
Weitere Nährstoffe	Fracht-konstant über den Trocknungsprozess		
a) (Bauerfeld, 2012), b) eigene Untersuchungen an jeweils einem Standort je Klimaregion			

5.2 Bemessung einer solaren Klärschlamm Trocknung

Bislang erfolgte die Planung von solaren Klärschlamm Trocknungsanlagen anhand der in 2.5 beschriebenen klimahydrologischen Modelle, die ursprünglich für die Verdunstung von unbewachsenen Landflächen entwickelt wurden. Die Besonderheiten der Klärschlamm Trocknung, die sich vor allem durch den Gewächshauseffekt und die betrieblichen Einflüsse auf das Verdunstungsgeschehen ergeben, werden hierbei allerdings nur unzureichend abgebildet. Mit den aufgenommenen und in 5.1 beschriebenen Messdaten konnten neue Bemessungsregeln formuliert werden.

5.2.1 Vergleich der Messdaten mit den verschiedenen klimahydrologischen Modellen

So wurde auf Grundlage der vorangegangenen Untersuchungen und der klimahydrologischen Modelle aus der Agrarwirtschaft ein Bemessungsansatz für die solare Klärschlamm Trocknung entwickelt. In einem ersten Schritt wurden die eigenen Messdaten mit den theoretischen Berechnungen verschiedener Verdunstungsmodelle verglichen, sowohl die Formel von Wendling, Schelling & Thomä (1991) als auch das Penman-Monteith-Modell zeigten wenige Unter- und Überschätzungen. Ein Abgleich dieser beiden Berechnungen ergab eine Abweichung von unter 1 %. Auch im Jahresgang deckten sich die Berechnungsergebnisse weitgehend.

Durch eine begrenzte Anzahl an Eingangsdaten verspricht die Bemessung nach Wendling, Schelling & Thomä (1991) eine hohe Praxistauglichkeit. In der ursprünglichen Formel sind die Temperatur T [°C], die Globalstrahlung G [J/(cm²)] sowie der Küstenfaktor C [-] als Eingangswerte relevant. Der entwickelte Bemessungsansatz für die solare Klärschlamm Trocknung wurde wie die Formel von Wendling, Schelling & Thomä (1991) empirisch formuliert, daher ist dieser nicht Einheiten-konform. Der Vergleich der in der Versuchsanlage gemessenen Verdunstung mit der potenziellen Verdunstung nach Wendling, Schelling & Thomä (1991) ist in Abbildung 52 dargestellt.

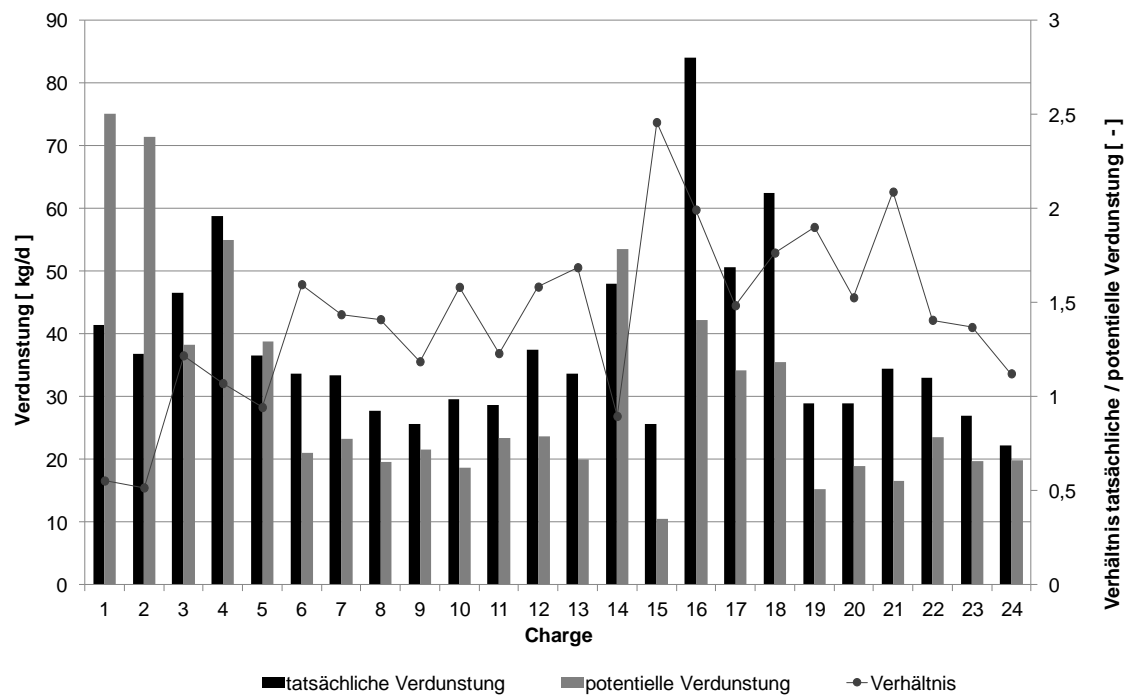


Abbildung 52: Vergleich der tatsächlichen mit der potenziellen Verdunstung

Die Darstellung enthält auf der vertikalen Primärachse die durchschnittliche tägliche Verdunstung einer Charge an den Standorten Braunschweig, Cali und Kłodzko. Auf der vertikalen Sekundärachse ist das Verhältnis der tatsächlichen zur potenziellen Verdunstung aufgetragen. Es ist deutlich zu erkennen, dass die real gemessene Verdunstung in fast allen Charges die potenzielle übersteigt. Solange ausreichend Wasser zur Verfügung steht (analog zum wassergesättigten Boden), weicht die tatsächliche Verdunstung um durchschnittlich 22 % nach oben ab. Um diese höhere Verdunstung im Bemessungsansatz zu berücksichtigen, wurden die konstanten Faktoren angepasst. Außerdem flossen die folgenden klimatischen Aspekte und die technischen Aspekte der solaren Klärschlamm-trocknung ein:

- Klimaeinfluss der verschiedenen Standorte
- Transmissionsverluste durch Einhausung
- Temperaturerhöhung durch Einhausung
- Einfluss einer zusätzlichen Wärmequelle
- Luftwechselrate
- Wegfall des Küstenfaktors

5.2.2 Ablauf der Bemessung

Die Bemessung einer Anlage zur solaren Klärschlamm Trocknung folgt dem in Abbildung 53 dargestellten Ablauf. Eingang in die Ermittlung der potenziellen Verdunstung $E_{p,SKT}$ finden die Globalstrahlung (H_G), die Transmission des Eindeckungsmaterials (τ), die Temperatur (T_i) und die Luftfeuchte (Φ), eine eventuelle Zusatzheizung (H_H) sowie das Klima. Die notwendige Verdunstung E_{soll} berechnet sich über die entfernte Wassermenge zwischen Eintrags- und Austragsmaterial. Die Luftwechselrate lässt sich anschließend über Beziehungen der klassischen Physik bestimmen.

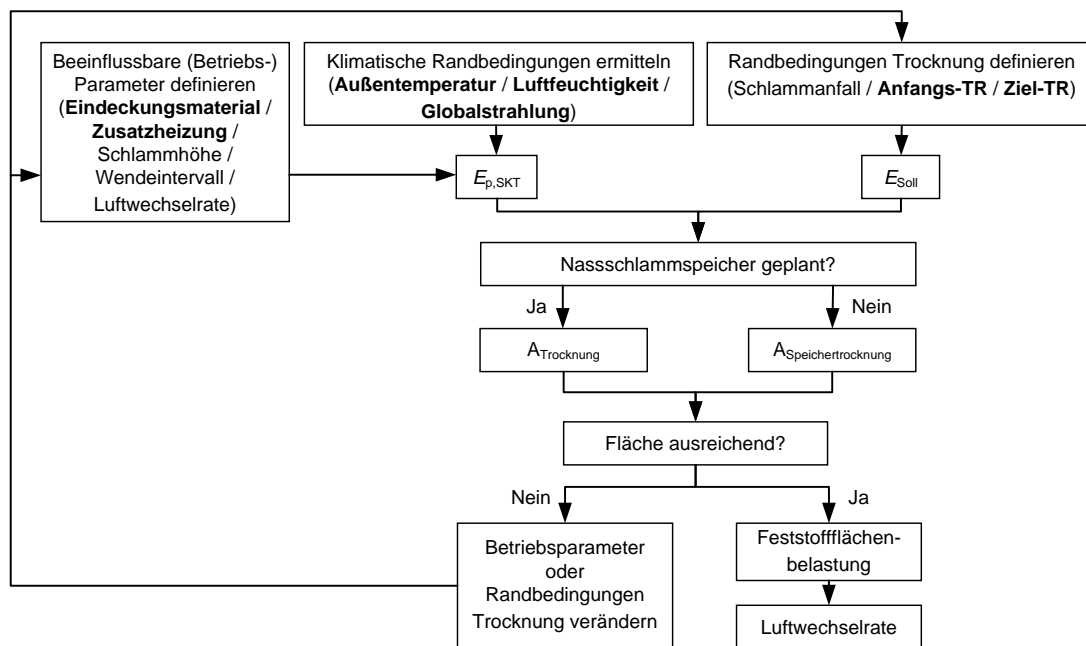


Abbildung 53: Ablauf der Bemessung für die solare Klärschlamm Trocknung

Aus den gemessenen bzw. bereits bekannten klimatischen Randbedingungen (Bestrahlung, Temperatur, Luftfeuchte) und den Betriebsparametern (Eindeckungsmaterial, Nutzung einer Zusatzheizung) wird mit Formel 10 die potenzielle Verdunstung $E_{p,SKT}$ [kg H₂O/(m²·a)] berechnet. Diese zeigt an, wieviel Wasser bei den angegebenen Randbedingungen verdunstet werden kann.

$$E_{p,SKT} = \frac{(\tau \cdot H_G + H_H) \cdot (T_i + 22)}{30 \cdot (T_i + 123)} \cdot \left(1 - \frac{\Phi_e}{100}\right) \left[\frac{\text{kg H}_2\text{O}}{\text{m}^2 \cdot \text{a}} \right] \quad \text{Formel 10}$$

Dieser gegenübergestellt wird die notwendige Verdunstung E_{soll} [kg H₂O/m²], die angibt, welche Menge an Wasser aus dem entwässerten Schlamm verdunstet werden muss, um den gewünschten Trockenrückstand im Granulat zu erzielen. Zur Berechnung werden der Trockenrückstand des Eingangsmaterials TR_{ET} [%],

der geforderte Trockenrückstand des Austragsmaterials TR_{AT} [%] und die jährliche Schlammmasse des feuchten Materials M_f [t/a] in Formel 11 eingesetzt:

$$E_{\text{soll}} = M_f \cdot \left(1 - \frac{TR_{ET}}{TR_{AT}}\right) \cdot 1.000 \quad \left[\frac{\text{kg H}_2\text{O}}{\text{a}}\right] \quad \text{Formel 11}$$

Anschließend kann die Trocknungsfläche mit Formel 12 oder Formel 13 berechnet werden, entscheidend ist, ob ein Nassschlammspeicher eingeplant ist oder nicht.

Ist ein Nassschlammspeicher geplant, erfolgt dessen Dimensionierung als Speicherberechnung über einen Jahresausgleich. Dabei stellt der anfallende Klärschlamm den Zufluss dar, die Menge an Klärschlamm, die getrocknet werden kann, stellt den Abfluss dar. Der Solartrockner wird in diesem Fall ausschließlich zur Trocknung eingesetzt, die notwendige Trocknungsfläche ergibt sich aus den resultierenden Verdunstungswerten nach Formel 12.

$$A_{\text{Trocknung}} = \frac{E_{\text{soll}}}{E_{p,\text{SKT}}} \quad [\text{m}^2] \quad \text{Formel 12}$$

Bei Verzicht auf einen Schlamm Speicher wird die Trocknungsfläche entsprechend größer, denn auch in Zeiten geringerer Verdunstung muss sämtlicher anfallender Schlamm im Trockner gespeichert werden. In diesem Fall fungiert der Solartrockner als Speichertrockner. Die Vergrößerung der Trocknungsfläche wird in der Dimensionierung berücksichtigt, indem die zu verdunstende Wassermenge eines Monats auf die minimal mögliche Verdunstung $E_{p,\text{SKT},\text{min}}$ bezogen wird. Damit errechnet sich die notwendige Fläche anhand von Formel 13.

$$A_{\text{Speichertrocknung}} = \frac{\frac{E_{\text{soll}}}{12}}{E_{p,\text{SKT},\text{min}}} \quad [\text{m}^2] \quad \text{Formel 13}$$

Die ermittelte Fläche wird anschließend mit der verfügbaren Fläche abgeglichen, dabei ist zu beachten, dass mit Formel 12 bzw. Formel 13 die reine Trocknungsfläche bestimmt wurde. Diese ist um zusätzliche Flächen für Einhausung, Transportwege, eventuelle Schlamm Speicher und ähnliches zu ergänzen. Überschlägig können diese mit 30 % der Trocknungsfläche abgeschätzt werden (IKrW, 2005). Bei optimaler Anordnung und ohne Schlamm Speicher kann dieser Wert auf bis zu 5 % reduziert werden.

Sollte die vorhandene Fläche nicht für die berechnete Trocknungshalle ausreichen, sollten die Betriebsparameter verändert werden. Möglichkeiten, die Trocknungsfläche zu minimieren, sind:

- Verwendung eines Eindeckungsmaterials mit höherer Transmission
- weitergehende Schlamm entwässerung
- Trocknung bis zu einem geringeren Trockenrückstand
- Einsatz einer zusätzlichen Wärmequelle

Die berechnete Trocknungsfläche ist anschließend in Abhängigkeit von der vorgesehenen technischen Ausrüstung auf sinnvolle Längen- und Breitenmaße aufzuteilen. Üblich sind Gewächshausbreiten zwischen 8 m und 12 m; die Länge ist zumeist variabel, üblich sind Werte zwischen 80 m und 130 m. Übersteigt die notwendige Fläche diese Maße, ist die Fläche auf mehrere Trocknungshallen zu verteilen.

Abschließend kann mit Formel 14 aus der Schlammmenge und der Trocknungsfläche die Feststoffflächenbelastung B_{TR} berechnet werden.

$$B_{TR,a} = \frac{M_t \cdot 1000}{A_{\text{Trocknung bzw. Speichertrocknung}} \left[\frac{kg TR}{m^2 \cdot a} \right]} \quad \text{Formel 14}$$

Die notwendige Luftwechselrate n , um die verdunstete Feuchtigkeit nach außen zu transportieren, kann aus den physikalischen Zusammenhängen der Konvektion ermittelt werden. Als Eingangswerte werden die absolute Temperatur θ [K] und die relative Feuchte Φ [%] der Außen- und Innenluft benötigt. Sind hierfür keine vergleichenden Messungen für die Innenluft vorhanden, können näherungsweise die empirisch ermittelten Aufschläge aus Tabelle 31 verwendet werden.

Tabelle 31: Aufschlag $\Delta\Phi$ und $\Delta\theta$ zur Berücksichtigung des Unterschieds zwischen Außenklima und Innenklima

Standort	Änderung relative Feuchte $\Delta\Phi$ [%-Pkt.]	Änderung Temperatur $\Delta\theta$ [K]
tropisches Klima	4,5	3,0
gemäßigtes Klima	5,0	3,5
kühl-gemäßigtes Klima	3,0	3,0

Als erster Schritt zur Berechnung der Luftwechselrate muss der Sättigungsdampfdruck P_{sat} für die Außen- und Innentemperaturen ermittelt werden, unter der Voraussetzung, dass $T \geq 0^\circ\text{C}$ ist. P_{sat} kann aus Tabellenwerken (DIN 4108-3 2014, Tabelle C.1) entnommen oder anhand folgender Näherungsformeln bestimmt werden:

$$P_{\text{sat},e} = 610,5 \text{ Pa} \cdot e^{\frac{17,269 \cdot T_e}{237,3 + T_e}} \quad [\text{Pa}] \quad \text{Formel 15}$$

$$P_{\text{sat},i} = 610,5 \text{ Pa} \cdot e^{\frac{17,269 \cdot T_i}{237,3 + T_i}} \quad [\text{Pa}] \quad \text{Formel 16}$$

Ausgehend von den Sättigungsdampfdrücken $P_{\text{sat},e}$ und $P_{\text{sat},i}$ kann die Sättigungskonzentration v_{sat} ermittelt werden. Es gilt der folgende Zusammenhang:

$$v_{\text{sat},e} = \frac{P_{\text{sat},e}}{R_D \cdot \theta_e} \quad [\text{kg/m}^3] \quad \text{Formel 17}$$

$$v_{\text{sat},i} = \frac{P_{\text{sat},i}}{R_D \cdot \theta_i} \quad [\text{kg/m}^3] \quad \text{Formel 18}$$

Die Gaskonstante von Wasserdampf R_D beträgt $462 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/(\text{kg} \cdot \text{K})$. Mit der ermittelten Sättigungskonzentration kann die absolute Feuchte der Innen- und Außenluft in Abhängigkeit von der aktuellen relativen Feuchte berechnet werden:

$$v_e = \phi \cdot v_{\text{sat},e} \quad [\text{kg/m}^3] \quad \text{Formel 19}$$

$$v_i = \phi \cdot v_{\text{sat},i} \quad [\text{kg/m}^3] \quad \text{Formel 20}$$

Die Werte der absoluten Luftfeuchte v und der Temperaturen θ gehen in Formel 21 zur Berechnung der Luftwechselrate n ein. Dafür muss die aus dem Klärschlamm verdunstete Wassermenge E bekannt sein, die sich aus dem Produkt der potenziellen Verdunstung $E_{p,\text{SKT}}$ nach Formel 10 und der Trocknungsfläche A ergibt. Pro Quadratmeter der Trocknungsfläche kann als Näherung ein spezifisches Volumen der Trocknungshalle von $3,5 \text{ m}^3$ angenommen werden, womit sich das Gesamtvolumen der Trocknungshalle zu $V = A \cdot 3,5 \text{ m}$ ergibt.

$$n = \frac{E}{\left(v_i - v_e \cdot \frac{\theta_e}{\theta_i}\right) \cdot V} \quad \left[\frac{1}{\text{h}}\right] \quad \text{Formel 21}$$

Nach Inbetriebnahme des Solartrockners, wenn das Volumen, die Klimabedingungen der Außen- und Innenluft bekannt sind, sollte die Luftwechselrate erneut ermittelt werden. Die Ventilatoren können so optimal entsprechend der Bedingungen geregelt werden.

Zwar kann durch Erhöhung der Luftwechselrate der Feuchtigkeitsaustrag aus der Anlage gesteigert werden, allerdings erfolgt dann ebenso eine Annäherung an einen Gleichgewichtszustand der Außen- und Innenluft. Für $n \rightarrow \infty$ gilt der in Formel 22 dargestellte Zusammenhang.

$$\phi_i \cdot v_{\text{sat},i} \cdot T_i = \phi_e \cdot v_{\text{sat},e} \cdot T_e$$

Formel 22

Die potenzielle Verdunstung ist in Abbildung 54 der tatsächlich gemessenen Verdunstung gegenübergestellt. Die potenzielle Verdunstung wurde anhand der oben dargestellten Bemessungsformel ermittelt. Die tatsächliche Verdunstung wurde den Messreihen an den drei Standorten entnommen und kann somit nur als diskrete Werte dargestellt werden. Die eingezeichnete Trendlinie zeigt die gute Näherung der Bemessungsformel.

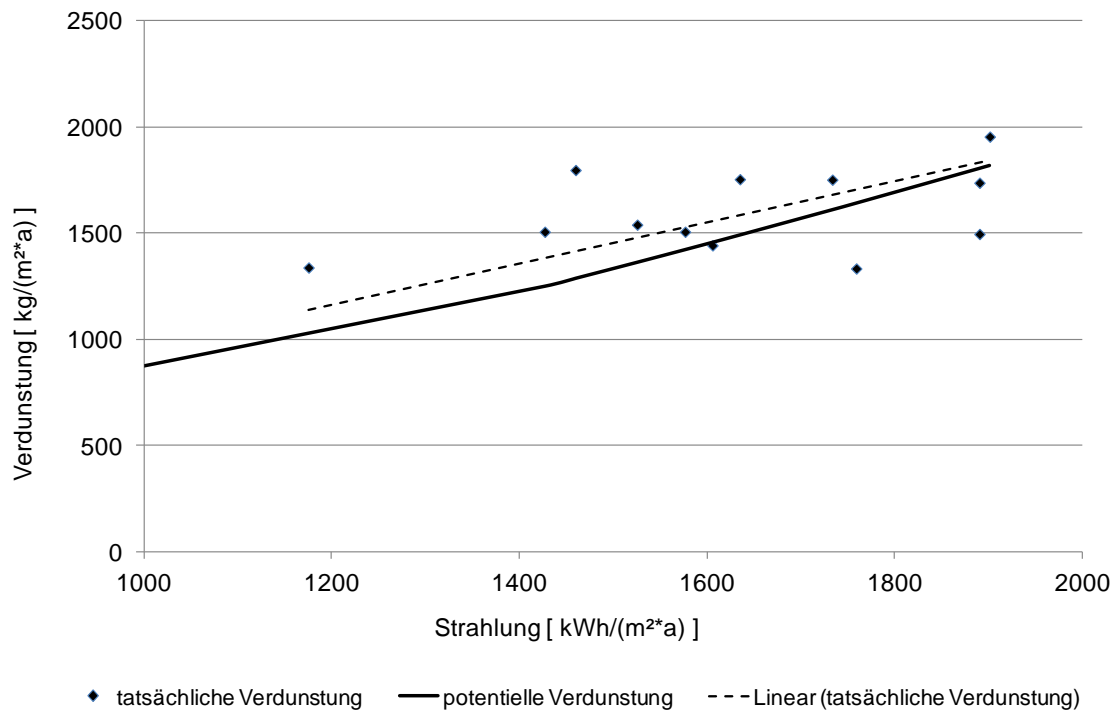


Abbildung 54: Vergleich der berechneten potenziellen Verdunstung und der tatsächlich gemessenen Verdunstung

Die bestehenden klimahydrologischen Modellansätze konnten für die solare Klärschlamm Trocknung erweitert werden. Das so entwickelte Modell kann die notwendige Trocknungsfläche für verschiedene Randbedingungen mit einer Genauigkeit von über 90 % (Halbtechnik), bzw. über 80 % (Großtechnik) abbilden.

6 Ergebnisse der Untersuchungen zur Desinfektion

6.1 Desinfektion in der solaren Klärschlamm-trocknung

6.1.1 Ergebnisdarstellung

Bei den halbtechnischen Untersuchungen in Kolumbien konnte regelmäßig eine Reduktion der E. Coli um zwei bis drei log-Stufen nach zehn Trocknungstagen nachgewiesen werden. Die Eingangswerte schwankten zwischen 10^5 und 10^7 KBE, im getrockneten Klärschlamm konnten weiterhin E. Coli im 4- bis 5-stelligen Bereich gefunden werden. Somit konnte in keinem Trocknungszyklus der Grenzwert von 1.000 KBE pro g TR für einen Class-A-Schlamm unterschritten werden. Trocknete der Klärschlamm langsamer, verzögerte sich auch die Reduktion von E. Coli. Der Einsatz der Fußbodenheizung zeigte keinen signifikanten positiven Einfluss auf die Reduktion der coliformen Keime. Wenn der Klärschlamm einen Trockenrückstand von über 90-95 % erreicht hatte und keine weitere Trocknung stattfand, konnte eine Reduktion von E. Coli unter 1.000 KBE/g TR erreicht werden. Dies zeigte ein Langzeitversuch über sechs Wochen. Hier konnte der Klärschlamm nach 20 Tagen als „Class-A“ definiert werden.

In Braunschweig wurden Fäkalcoliforme Keime untersucht. Bei Einsatz der Fußbodenheizung bei 55°C und 80°C wurde der Grenzwert von 1.000 MPN/g TR während eines üblichen Trocknungszyklus nicht erreicht.

Auch am Standort in Polen konnte der Grenzwert von 1.000 MPN/g TR Fäkalcoliforme Keime nicht unterschritten werden. Der Einsatz der Fußbodenheizung mit 55 °C nachts brachte keine verbesserte Desinfektionsleistung.

Helminthen-Eier traten ausschließlich am Standort in Kolumbien auf und wurden dort parallel zu E. Coli untersucht. Eine genauere Spezifikation fand nicht statt, es wurde lediglich zwischen lebensfähigen und allen Helminthen-Eiern unterschieden. Es zeigte sich, dass zwischen 12 und 45 % der nachgewiesenen Helminthen-Eier lebensfähig waren, absolut konnten zwischen zwei und sieben Eier pro g TR im entwässerten Klärschlamm gefunden werden. In allen analysierten Chargen konnten zum Abschluss der Trocknung keine Helminthen-Eier mehr nachgewiesen werden. Hierfür war ein Trockenrückstand von mehr als 50 % notwendig; zudem förderte die Bestrahlung von über 1.000 kWh/(m²·a) die Reduktion der Mikroorganismen. Ein sicheres Abtöten von Helminthen-Eiern bei der Solartrocknung im tropischen Klima kann entsprechend angenommen werden.

Salmonellen konnten in keiner Probe am tropischen Standort in Kolumbien nachgewiesen werden. In Braunschweig wurden lediglich in einer Probe Salmonellen

gefunden, der Parallelansatz dieser Probe war ebenfalls negativ. In Polen wurden keine Salmonellen nachgewiesen.

Eine Zusammenstellung der Reduktion der pathogenen Mikroorganismen durch die Solartrocknung an den verschiedenen Standorten zeigt Tabelle 32.

Tabelle 32: Veränderung der pathogenen Mikroorganismen über den Trocknungsprozess

Pathogene Mikroorganismen	Tropisches Klima	Gemäßigtes Klima	Kühl-gemäßigtes Klima
Coliforme Keime	Reduktion um 2 - 3 Log-Stufen ^{c)}	Reduktion um 2 Log-Stufen ^{c)}	Reduktion um 0,5 - 1 Log-Stufen ^{c)} , 1 - 2 Log-Stufen ^{b)}
Helminthen-Eier	Sicheres Abtöten ^{a),c)}	n.u. ^{d)}	n.u. ^{d)} 10 % Reduktion ^{b)}
Salmonellen	n.n. ^{c),e)}	n.n. ^{c),e)}	n.n. ^{c),e)}

a) (Shanahan et al., 2010), b) (Paluszak et al., 2012), c) eigene Untersuchungen an jeweils einem Standort je Klimaregion, d) nicht untersucht, e) nicht nachgewiesen

6.1.2 Bewertung

Die Reduzierung, ebenso das Vorkommen in Anzahl und Spezies, ist abhängig von den klimatischen und betrieblichen Randbedingungen. So beeinflussen neben der Außentemperatur auch die Globalstrahlung, der Energieinput einer ggf. vorhandenen Zusatzheizung und der Trocknungsgrad des Schlammes die Elimination pathogener Organismen. Erst wenn der Schlamm ausreichend getrocknet ist (> 85 % TR), wird die Energieaufnahme zur Erhitzung genutzt und pathogene Keime werden abgetötet. Bei gleichen Innentemperaturen konnte bei höherer Strahlung eine stärkere Reduktion von E. Coli erreicht werden, dies zeigt den größeren Einfluss der Strahlung auf die Desinfektionsleistung.

In der solaren Klärschlamm-trocknung können pathogene Keime bis zu einem gewissen Grad eliminiert werden, jedoch ist ein sicheres Erreichen der Definition „Class A“ nicht möglich. Daher wird eine zusätzliche Behandlungsstufe benötigt, wenn der getrocknete Klärschlamm sicher desinfiziert werden soll.

6.2 Weitergehende Desinfektion in der Schnecke

Da es sich bei der Desinfektionsschnecke um die Neuentwicklung einer thermischen Desinfektionsanlage handelt, mussten zunächst Ergebnisse zur mechanischen und thermischen Funktion der Anlage gesammelt werden. Hierfür wurden

Voruntersuchungen im Labor und Versuche an der halbtechnischen Anlage durchgeführt.

6.2.1 Voruntersuchungen

In Voruntersuchungen hatte sich gezeigt, dass der getrocknete Klärschlamm ungefähr vier Stunden benötigt, um von Raumtemperatur auf 70 °C aufgeheizt zu werden, wenn die Ofenluft eine Temperatur von 80 °C aufwies. Dies kann mit dem niedrigen Wärmeübergangskoeffizienten von getrocknetem Klärschlammgranulat erklärt werden. Für die halbtechnische Umsetzung bedeutete dies, dass sehr lange Behandlungsdauern zu erwarten waren oder höhere Temperaturen gewählt werden mussten.

Während der Versuche wurde festgestellt, dass der genutzte solar getrocknete Klärschlamm oftmals zu wenige Keime enthielt, um eine Desinfektion sicher nachzuweisen. Daher wurde eine künstlich verkeimte Schlamm-mischung mit höher belastetem Primär- bzw. Überschussschlamm hergestellt. Dieses Gemisch wies eine Verkeimung von 10^5 KBE/ml auf, so dass weitere Untersuchungen stattfinden konnten. So war es möglich, eine sichere Desinfektion mit einer Keimreduktion um mehrere log-Stufen nachzuweisen.

6.2.2 Ergebnisdarstellung Halbtechnik

6.2.2.1 Aufenthaltszeit

Die Aufenthaltsdauer des Klärschlammes in der Desinfektionsanlage spielt für die Bewertung der Desinfektionsleistung eine entscheidende Rolle. Jedoch kann diese bei der Maschinentechnik nicht direkt eingestellt werden, sondern steht in Abhängigkeit der Förderrate, die sich aus der einstellbaren Drehzahl ergibt. In Abbildung 55 ist dieser Zusammenhang zwischen Drehzahl [min^{-1}] und Förder-rate [L/h] in der Desinfektionsschnecke dargestellt. Da der Füllstand in der Schnecke variiert werden kann, wurden ein möglichst geringer und ein möglichst hoher Füllstand untersucht. Der Füllstand I bildete die untere Grenze und wurde so gewählt, dass das Heizrohr im unteren Segment der Heizschnecke gerade eben bedeckt ist. Bei einem geringeren Füllstand ginge zu viel Heizwärme an die Umgebung verloren. Bei Füllstand II (obere Grenze) stand der Klärschlamm im untersten Segment bis zur Oberkante des Heiztroges an. Bei Füllständen darüber käme es zu einer Verstopfung der Förderschnecke. In beiden Fällen war eine geregelte Schlammförderung noch möglich und zu große Energieverluste wurden vermieden.

Insgesamt konnten in der Versuchsanlage Förderraten zwischen 20 und 100 L/h realisiert werden. Nach einem Umbau waren auch Förderraten bis 130 L/h möglich. Ein linearer Zusammenhang der Motordrehzahl mit der Förderrate kann vorausgesetzt werden.

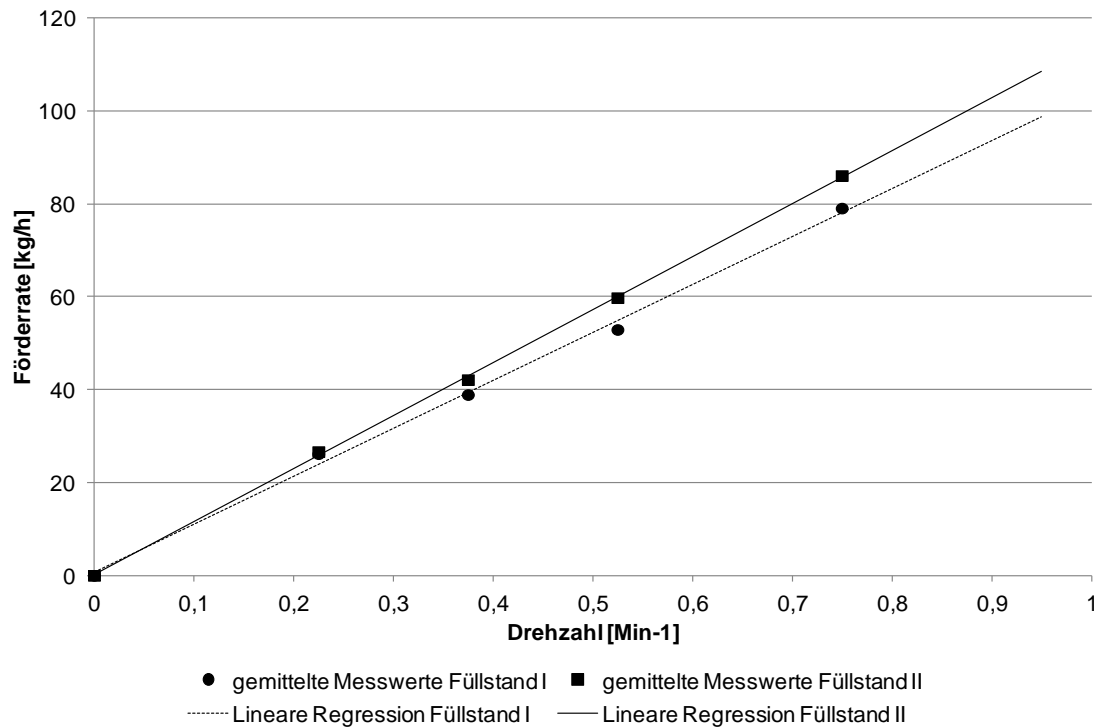


Abbildung 55: Durchsatzleistung der Desinfektionsschnecke in Abhängigkeit von der Drehzahl

Da mit der Desinfektionsanlage eine thermische Behandlung gemäß den EPA-Kriterien erreicht werden sollte, musste sichergestellt sein, dass der Schlamm das Mindest-Temperatur-Zeit-Niveau (70 °C, 30 Minuten) erreichte. Um Kurzschlussströme mit geringerer Verweilzeit innerhalb der geförderten Schüttung auszuschließen, wurde mit Hilfe von farbigem Granulat die durchschnittliche Aufenthaltsdauer bestimmt. Die Verteilungskurve in Abbildung 56 zeigt die minimale Aufenthaltszeit und die mittlere Verweilzeit des Granulats in der Schnecke bei verschiedenen Drehzahlen.

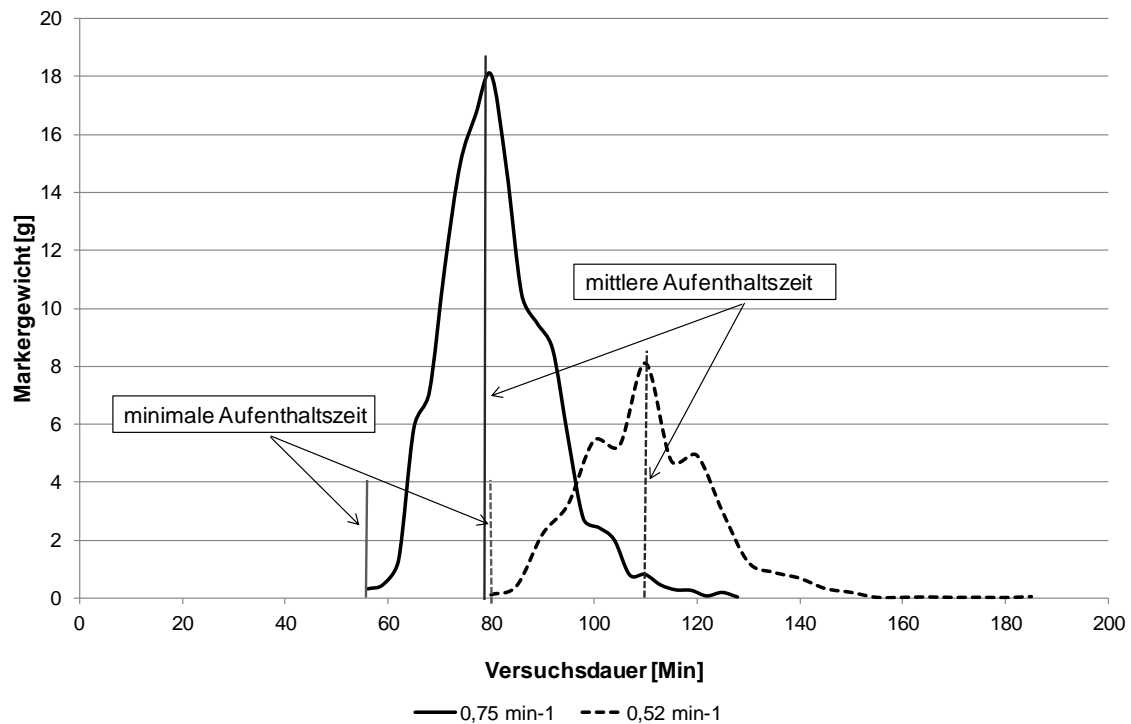


Abbildung 56: Aufenthaltszeiten des Markergranulats bei Drehzahl 0,75 min⁻¹ und 0,52 min⁻¹; TR_{ET}: 80 %

Das Auftreten des Markergranulats im Austragsmaterial verteilte sich über einen Zeitraum von bis zu 70 Minuten. Der erste Austritt war dabei klar definiert und lag bei einer Drehzahl von 0,75/Min bei 56 Minuten und bei einer Drehzahl von 0,52/Min bei 80 Minuten. Kurzschlussströmungen und das „Vorausrollen“ einzelner Granulatkörner können somit ausgeschlossen werden. Die mittlere Aufenthaltszeit lag bei der höheren Drehzahl bei 80 Minuten und bei der niedrigeren bei 110 Minuten. Um jedoch eine Mindestaufenthaltsdauer zu garantieren, muss der Minimalwert herangezogen werden.

Wird die ermittelte mittlere Aufenthaltszeit gegenüber der Drehzahl aufgetragen, ergibt sich der in Abbildung 57 dargestellte Zusammenhang. In dem für die Maschine möglichen Drehzahlbereich zeigt sich ein Hyperbel-artiger Zusammenhang. Drehzahlen unter 0,5 pro Minute haben eine deutlich längere Aufenthaltszeit zur Folge. Wohingegen die Steigerung von 0,8 Min⁻¹ auf 1 Min⁻¹ die Aufenthaltsdauer nur unwesentlich verkürzt.

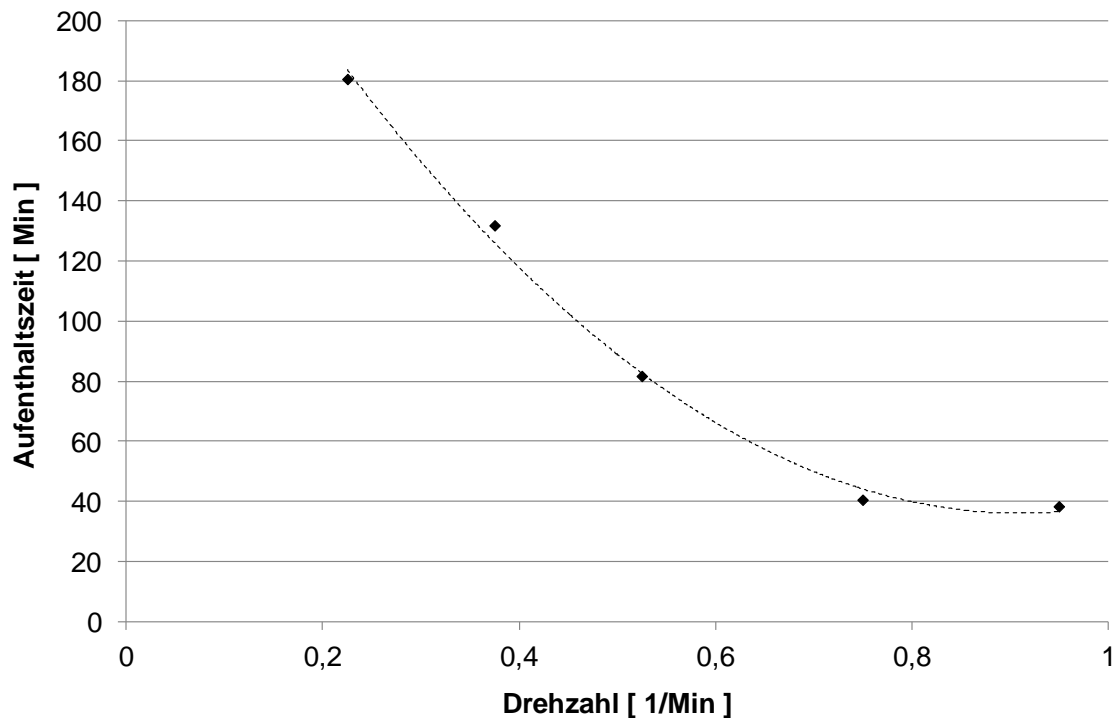


Abbildung 57: Mittlere Aufenthaltszeit in der Heizschnecke

Allerdings zeigte sich die Aufenthaltszeit in späteren Versuchen abhängig von der Schlammfeuchte, feuchterer Klärschlamm hatte eine längere Verweilzeit in der Anlage und damit einen entsprechend geringeren Durchsatz. Da der Durchsatz kontinuierlich und direkt ermittelt wird und Kurzschlussströmungen ausgeschlossen werden können, wird die Aufenthaltszeit aus der Durchsatzmenge [L/h] berechnet. Dieser Wert ist aussagekräftiger und wird im Folgenden verwendet.

6.2.2.2 Temperaturverhalten

Die Zeit, die der Klärschlamm zur Erreichung einer Temperatur von mindestens 70 °C benötigte, war von Eintrags-TR, Durchsatz und der Temperatur des Thermoöls abhängig. Diese drei Betriebsparameter wurden in den Versuchen folgendermaßen variiert und verschiedentlich kombiniert:

- Eintrags-TR: 60 %, 70 %, 80 %, 90 %
- Temperatur Thermoöl: 85 °C, 105 °C, 120 °C, 125 °C, 135 °C, 140 °C, 150 °C
- Durchsatz: 16 – 105 kg/h

Hierbei zeigte sich, dass der Klärschlamm bereits im ersten Viertel der Anlage auf eine Temperatur zwischen 40 °C und 60 °C aufgeheizt werden konnte, unabhängig von Thermoöltemperatur und Schlammfeuchte. Nach dieser ersten

Temperaturmessung stieg die Temperatur stetig, aber langsam weiter an. Die zur Desinfektion notwendige Temperatur von 70 °C wurde vielfach erreicht, die Länge der Schnecke begrenzte jedoch teilweise das Erreichen der notwendigen Aufenthaltsdauer von mindestens 30 Minuten. Als realistisch für das Einhalten der Temperatur-/Zeit-Vorgaben zeigten sich Temperaturen von 125 °C bis 150 °C im Thermoöl.

Bei der Auswertung konnte ein deutlicher Einfluss des Eintrags-TR auf die erreichte Schlammtemperatur festgestellt werden. Je geringer der Trockenrückstand ist, desto geringere Temperaturen werden auch im Schlamm erreicht. Dies kann auf einen höheren Energieverlust des erhitzten Schlamms durch verdampfendes Wasser zurückgeführt werden. Diese Abhängigkeit ist in Abbildung 58 dargestellt. Die Solltemperatur des Thermoöls lag hier bei 150 °C, ein Einfluss der Drehzahl und somit eines höheren Durchsatzes auf die auftretenden Temperaturen im Schlamm konnte nicht festgestellt werden.

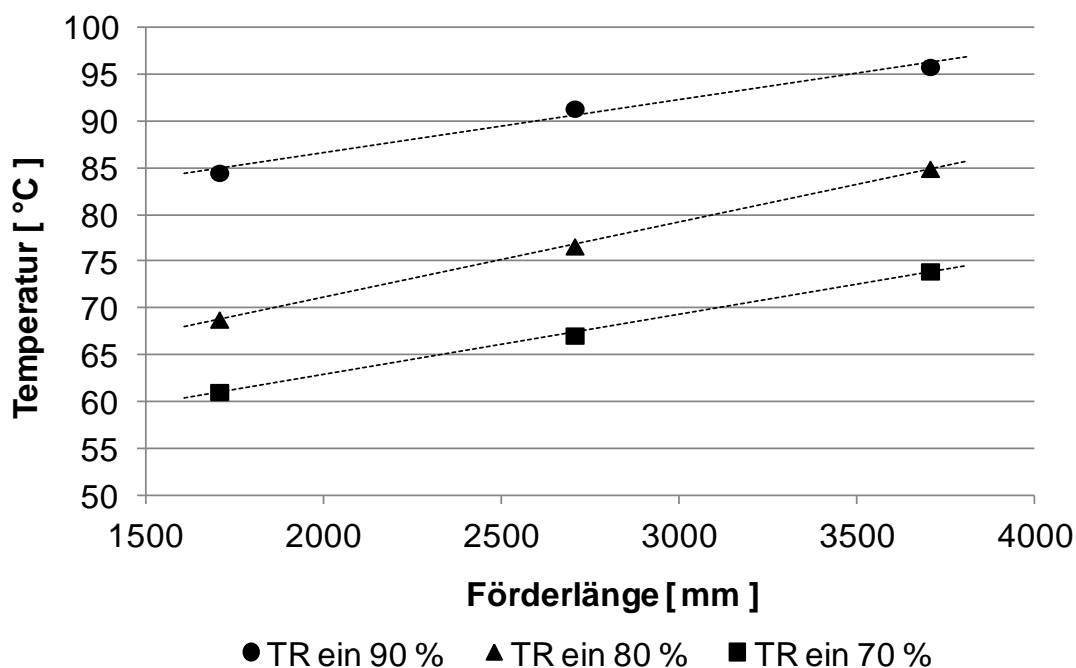


Abbildung 58: Temperaturverlauf in der Desinfektionsschnecke (Thermoöl-Temperatur 150 °C)

Zwar wurde in allen Versuchsreihen eine Temperatur von 70 °C im Klärschlamm erreicht, bei einem Eintrags-TR von 70 % allerdings erst kurz vor dem Abwurf, so dass auch bei geringer Drehzahl eine Aufenthaltszeit von mindestens 30 Minuten nicht sichergestellt werden kann. Bei einem Eintrags-TR von 80 % konnte die Solltemperatur im zweiten Segment erreicht werden, bei 90 % sogar bereits

davor. Die Einhaltung der Temperatur-Zeit-Bedingung kann bei 90 % Eintrags-TR angenommen werden, bei 80 % ist die Einhaltung wahrscheinlich.

Die Verknüpfung von Austrags-TR, Schlammtemperatur und Aufenthaltszeit sowie Drehzahl und Thermoöl-Temperatur ist in Abbildung 59 für einen Eintrags-TR von 80 % dargestellt. Hierbei ist eingezeichnet, bei welcher Temperatur des Thermoöls die EPA-Kriterien (Schlammtemperatur 70 °C für mindestens 30 Minuten sowie der Austrags-TR mindestens 90 %) erreicht wird. Variiert wurde dabei die Drehzahl der Desinfektionsschnecke. Die farbig markierte Fläche oberhalb der Kurven stellt den Bereich dar, in dem die EPA-Kriterien eingehalten werden. Es zeigt sich, dass im unteren Drehzahlbereich die Temperatur maßgebend ist, im oberen Drehzahlbereich ist es der Trockenrückstand. Ermittelt wurden die beiden Kurven (Temperatur und Trockenrückstand) durch Interpolation der Ergebnisse der durchgeführten Versuche, da eine exakte Erreichung der Werte (genau 30 Minuten bei über 70 °C und genau 90 % TR) nicht möglich ist.

Das Erreichen der EPA-Kriterien ist demnach mit der Versuchsanlage möglich. Wird zum Erhitzen eine Temperatur von unter 100 °C verwendet, so sind nur sehr geringe Durchsätze und damit Durchsätze möglich, da sich die Aufenthaltszeit entsprechend verlängert. Bei einer Temperatur unter 90 °C war eine Erhitzung über 70 °C für 30 Minuten mit der Versuchsanlage nicht möglich. Zwar sind geringere Durchsätze theoretisch erreichbar, allerdings würde dies die Wirtschaftlichkeit deutlich negativ beeinflussen. Das Einhalten der EPA-Kriterien zeigt lediglich die physikalischen Randbedingungen. Ob eine sichere Desinfektion erreicht wird, ist aus diesen Daten noch nicht zu erkennen.

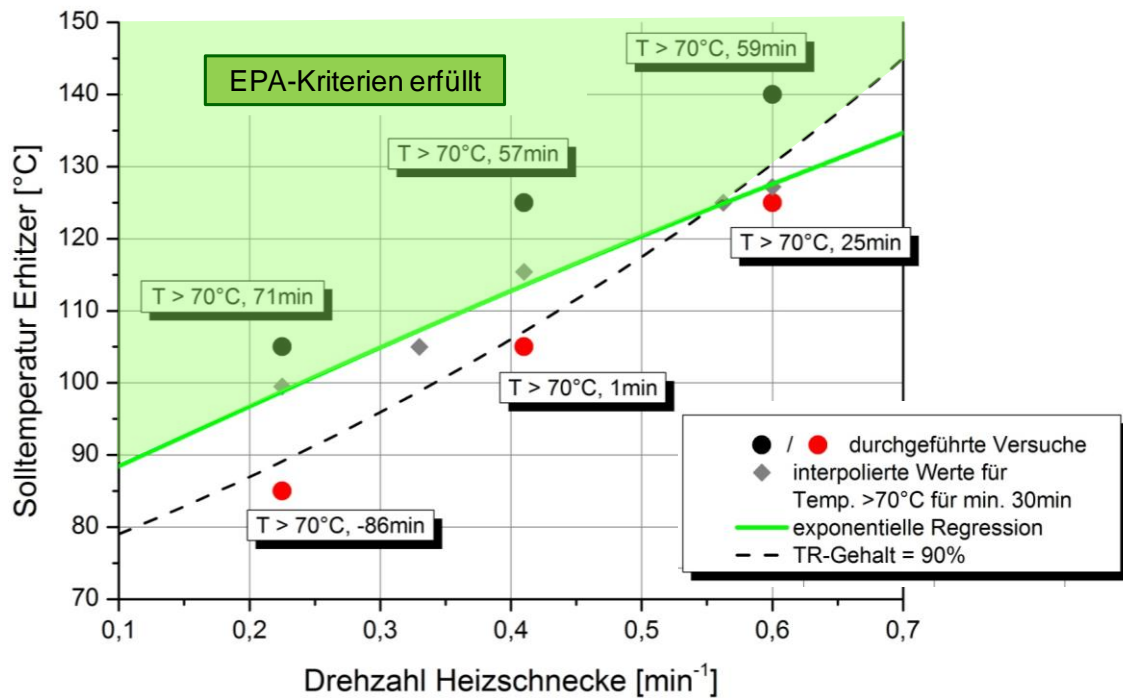


Abbildung 59: Grenzkurven für das Erreichen der EPA-Kriterien in Abhängigkeit von Drehzahl und Solltemperatur

Um die feuchte Luft aus der Anlage zu transportieren, sorgte ein Ventilator für die notwendige Belüftung. Das optional zuschaltbare Heizregister erwärmte die zugeführte Luft. Der überwiegende Anteil des Energieeintrags erfolgte jedoch über das Thermoöl, das Heizregister trug nicht zur weiteren Erwärmung bei, da die hohen Temperaturen des Thermoöls mit dem Heizregister nicht erreicht wurden. So sorgte das Heizregister bei hohem Luftwechsel lediglich dafür, dass der Schlamm durch den Luftstrom nicht allzu sehr abgekühlt wurde. Allerdings führt die starke Lüftung zu einer verstärkten Trocknung, so dass alle Versuche mit Heizregister einen TR > 90 % erreichten, bei den Versuchen ohne Heizregister war dies nicht durchgehend gegeben.

6.2.2.3 Desinfektionsleistung der Versuchsanlage

Neben der Einhaltung der physikalischen Randbedingungen, ausgedrückt durch die EPA-Kriterien, wurde auch die Desinfektionsleistung bei unterschiedlichen Betriebseinstellungen untersucht. Der Zielwert zur Desinfektion wurde ebenfalls an die EPA-Richtlinie angelehnt und mit < 1.000 MPN coliforme Keime pro g TR definiert. Um neben dem Unterschreiten dieses Zielwertes auch eine entsprechende Reduktion nachweisen zu können, wurde überwiegend zusätzlich verkeimter Klärschlamm verwendet.

Salmonellen wurden in den ersten Proben untersucht und konnten nicht nachgewiesen werden. Daraufhin wurden keine weiteren Analysen bzgl. Salmonellen

durchgeführt. Coliforme Keime und E. Coli waren in jeder Probe enthalten, je nach Anfangsverkeimung und Betriebseinstellungen konnten Reduktionsraten um bis zu sechs log-Stufen erreicht werden.

Die Verknüpfung von Eintrags-TR und Durchsatz bei einer Thermoöl-Temperatur von 150 °C ist in Tabelle 33 aufgeführt. Es ist erkennbar, dass eine gesicherte Desinfektion bei allen Eintrags-TR möglich ist (grüne Markierung). Die Behandlungsdauer kann mit zunehmendem Trockenrückstand jedoch verkürzt werden. Bei einem Eintrags-TR von 90 % konnte eine ausreichende Desinfektion bei allen untersuchten Drehzahlen erreicht werden, bei geringerem Trockenrückstand im aufgegebenen Material muss die Drehzahl entsprechend reduziert werden.

Tabelle 33: Gesicherte Desinfektion in Abhängigkeit von Eintrags-TR und Aufenthaltszeit

Drehzahl	Durchsatz	Aufenthaltszeit	Eintrags-TR			
[Min ⁻¹]	[kg/h]	[Min]	90%	80%	70%	60%
0,95	106	38		✗		
0,75	78	41	✓	✗	✗	
0,63	72	58	✓	✗	✗	
0,525	57	82	✓	✓	✗	
0,41	43	94			✗	
0,375	31	132			✓	
0,225	21	181				✓

6.2.2.4 Energetische Aspekte

Ein Großteil der zugeführten Energie muss darauf verwendet werden, im Klärschlamm enthaltenes Wasser zu verdunsten. Erst danach kann das Granulat weitergehend erwärmt und so die Anzahl der Mikroorganismen reduziert werden. Der spezifische Energiebedarf wurde mit 0,1 – 0,7 kWh pro kg Eintragsmaterial ermittelt, dabei lag der Energiebedarf bei einem hohen Eintrags-TR niedriger, weil mit diesem Material ein höherer Durchsatz erreicht werden konnte. Eine weitergehende Trocknung im energiearmen Solartrockner führt direkt zu einem geringeren Energieverbrauch während der Desinfektion. Wird hingegen in der kühleren Jahreszeit nur ein Trockenrückstand von 60 % oder 70 % im Solartrockner erreicht, muss mit einem höheren spezifischen thermischen Energieeinsatz gerechnet werden.

Wird der Energiebedarf hinsichtlich der Verdunstung betrachtet (Nutzung der Anlage als Trockner), ergibt sich dieser zu:

- Spezifischer thermischer Energieverbrauch: rund 2,5 kWh/kg verdunstetes Wasser
- Spezifischer elektrischer Energieverbrauch: rund 0,1 kWh/kg verdunstetes Wasser

Die maximal mögliche Wasserverdunstung konnte bei voller Heizleistung und 150 °C an Thermalöltemperatur zu 24,6 kg/h bestimmt werden. Wird der Durchsatz weiter gesteigert, um die Wirtschaftlichkeit zu verbessern, muss die Anlage mit einer Thermoöl-Temperatur von 150 °C und mit Heizregister betrieben werden, andernfalls bildet sich im oberen Bereich der Desinfektionsschnecke Kondensat, das den Schlamm wieder vernässt.

6.3 Schlussfolgerung zur Desinfektion

Die Untersuchungen zeigten, dass bereits in der solaren Klärschlamm Trocknung eine Reduktion der pathogenen Keime stattfindet, coliforme Keime konnten deutlich reduziert, Helminthen-Eier sicher desinfiziert werden. Aussagen zur Reduktion von Salmonellen können nicht getroffen werden, da diese an keinem Standort nachgewiesen werden konnten.

Um allerdings den Grenzwert von 1.000 MPN/g TR für E. Coli sicher zu unterschreiten, ist eine weitergehende Desinfektion notwendig. Daraufhin wurde die halbtechnische Versuchsanlage entwickelt, um nachzuweisen, dass eine sichere Desinfektion von solar getrocknetem Klärschlammgranulat grundsätzlich möglich und verfahrenstechnisch umsetzbar ist. Der Energieverbrauch sollte bei der Entwicklung keine Einschränkungen darstellen.

Die anschließenden Versuche mit der Desinfektionsanlage zeigten sich erfolgreich. Die Anlage erhitze den Schlamm auf Temperaturen zwischen 70 °C und 80 °C, im Spitzenfall auch bis 95 °C. Gleichzeitig erreichte der Schlamm einen Trockenrückstand von über 90 %. Bei entsprechend passender Kombination der Betriebseinstellungen (Thermoöl-Temperatur, Drehzahl, Eintrags-TR) konnten die von der EPA geforderten Kriterien für Class-A-Schlamm eingehalten werden. Der Schlamm dürfte somit aus seuchenhygienischer Sicht auf Agrar- oder Grünflächen ausgebracht werden. Die Analyse der pathogenen Mikroorganismen zeigte allerdings, dass für ein sicheres Abtöten bei dem vorliegenden Klärschlammgranulat höhere Anforderungen an Temperatur und Aufenthaltszeit zu stellen sind als von der EPA gefordert, aber auch diese konnten erreicht werden.

Zusätzlich sollte darauf geachtet werden, dass ein Korndurchmesser von unter 1 cm eingehalten wird, damit die Temperaturen das gesamte Korn durchdringen.

Wird neben dem Energieeintrag aus dem erhitzten Thermoöl ein Heizregister zur Erwärmung der Luft genutzt, ist darauf zu achten, dass die Luft mindestens auf die Schlammtemperatur erwärmt wird. Andernfalls sorgt die Lüftung zwar für einen höheren Luftaustausch, der zu einer schnelleren Trocknung führt, damit aber auch für einen Kühleffekt im Klärschlamm. Auf die Lüftung verzichtet werden sollte nicht, um eine Kondensation von Wasserdampf in der Schnecke sicher zu verhindern.

Aufgrund des relativ hohen thermischen Energiebedarfs ist der Einsatz der Desinfektionsanlage sinnvoll, wenn vorhandene Abwärmequellen genutzt werden können.

Realistisch kann angenommen werden, dass das zu desinfizierende Material einen Trockenrückstand von rund 70 % hat. Für eine sichere Desinfektion sind dann Temperaturen von über 120 °C und eine Behandlungsdauer von über zwei Stunden anzusetzen. Der Durchsatz bei einer Desinfektionsanlage dieser Größenordnung liegt dann bei rund 30 kg/h. Das entspricht in etwa der Produktion von getrocknetem Klärschlammgranulat einer Kläranlage mit 8.000 EW.

In Deutschland ist für Kläranlagen mit unter 50.000 EW auch weiterhin eine landwirtschaftliche Verwertung rechtlich erlaubt, sofern keine Salmonellen enthalten sind. Die Desinfektionsanlage bietet sich entsprechend für kleinere Kläranlagen an, die bereits über einen Solartrockner verfügen und mit einer Desinfektion nachgerüstet werden sollen, um den Klärschlamm für eine landwirtschaftliche Verwertung sicher zu desinfizieren. Ebenfalls möglich ist eine Planung beider Verfahrensstufen als Kombination, sofern ein herkömmlicher thermischer Trockner mit dem Schlammanfall nicht ausgelastet und daher unwirtschaftlich wäre. Da eine Desinfektion des Klärschlammes in Deutschland nicht vorgeschrieben ist, ist anzunehmen, dass sich der Einsatz der Desinfektionsanlage auf Spezialfälle beschränkt. Weltweit allerdings gibt es vielfältige Desinfektionsgebote wenn der Klärschlamm landwirtschaftlich oder landbaulich verwertet werden soll. Die WHO (2006c) empfiehlt in den "Guidelines for the safe use of wastewater excreta and greywater" eine Desinfektion. In den USA ist in der Norm 40 CFR Part 503 eine Desinfektion vorgeschrieben, ebenso in Australien und Mexiko (Buchauer, 2007), die ihre Gesetzgebung an die US-Gesetzgebung anlehnen. Auch Kolumbien hat Grenzwerte für pathogene Keime erlassen. Auf europäischer Ebene wird ein Desinfektionsgebot im Zuge der Novellierung der EU-Klärschlammrichtlinie diskutiert. Das nicht-EU-Land Norwegen hat bereits ein Desinfektionsgebot bei

landwirtschaftlicher Verwertung (Buchauer, 2007). Hier kann die Desinfektionsanlage auf kleinen Kläranlagen eingesetzt werden, wenn getrockneter Klärschlamm als Dünger eingesetzt wird.

7 Energetische Betrachtung Trocknung

Der Einsatz eines Solartrockners und eines Bandrockners soll hinsichtlich des Energiebedarfes für zwei Standorte im gemäßigten und im tropischen Klima verglichen werden. Hierzu wird eine Modellkläranlage mit 100.000 EW gewählt. Diese ist mit einer klassischen Abwasserreinigung mit vollständiger Nährstoffelimination und einer anaeroben Klärschlammstabilisierung ausgestattet.

Für die energetische Betrachtung werden die Produktion der benötigten Materialien sowie deren Transport und der Energieverbrauch im Betrieb berücksichtigt. Um alle Teilbereiche zusammenfassen zu können, wird der Energie- und Rohstoffverbrauch jeweils in CO₂-Äquivalente umgerechnet. Zusätzlich findet die versiegelte Fläche Eingang in die Bilanz, da auf diesen Flächen keine Photosynthese durch Pflanzen betrieben werden kann, wodurch der Atmosphäre CO₂ entzogen würde. Die Netto-CO₂-Fixierung durch Gerste wird nach Monteith & Unsworth (2013) mit 2 g CO₂/(m²·h) angesetzt. Zur Ermittlung der CO₂-Emissionen wird für die folgenden Berechnungen der deutsche Strom- und Wärmemix für beide Standorte angenommen.

Der Transport von entwässertem bzw. getrocknetem Klärschlamm wird nicht betrachtet, da dieser für alle Szenarien identisch angenommen wird. Der entwässerte Klärschlamm wird am Anfallort auf der Kläranlage getrocknet und anschließend abtransportiert.

7.1 Eingangsgrößen

7.1.1 Allgemeine Annahmen

Der Klärschlammanfall wird mit 7.284 kg TR pro Tag angenommen, der Abbau-grad in der Faulung beträgt 42 % (Mieske, 2016). Somit fallen auf der Kläranlage jährlich 1.870 t TR Faulschlamm an. Dieser wird auf 25 % TR entwässert (7.500 t) und soll anschließend auf 85 % TR getrocknet (2.200 t) werden. Der Entwässerungsgrad ist sowohl für die solare Trocknung als auch für die Behandlung im Bandrockner geeignet. Die solare Klärschlamm Trocknung soll ohne Zusatzheizung betrieben werden.

Bei der Kläranlage kann durch den Abbau der organischen Stoffe in der Faulung ein Biogasanfall von 2.040 Nm³/d angenommen werden (Mieske, 2016). Wird das Biogas in einem BHKW verstromt, stehen rund 5.100 kWh_{el} und gut 6.200 kWh_{th} zur Verfügung. Es wird davon ausgegangen, dass die Energie bereits anderweitig genutzt wird, insbesondere zur Vorwärmung des Faulschlammes und der Faulbehälterbeheizung. Lediglich 10 % der Wärme können für die

Trocknung genutzt werden. Für die Bandtrocknung wird weiterhin angenommen, dass insgesamt 90 % des Wärmebedarfs aus Abwärme bzw. durch Wärmerückgewinnung aus dem Brüden bezogen wird. Bei Nutzung der im Biogas enthaltenen Energie sowie Abwärme und Wärmerückgewinnung werden keine CO₂-Emissionen angesetzt. Bei einem geringeren Anteil an Abwärme wären die Emissionen entsprechend höher.

7.1.2 Annahmen zum Baumaterial

Für den Bau einer solaren Trocknungshalle werden Beton für das Fundament, Glas für die Eindeckung sowie Stahl für die Bewehrung, die Hallenkonstruktion und das Wendeaggregat benötigt. Eine Bandtrocknungsanlage benötigt ebenfalls ein Stahlbeton-Fundament, eine Halle sowie die Maschine aus Stahl. Beton, Stahl und Glas machen den Großteil der eingesetzten Materialien aus, weitere Stoffe werden im Folgenden nicht betrachtet. Das benötigte Material muss zunächst zur Baustelle (Kläranlage) transportiert werden, so dass Annahmen über Transportart und Entfernung getroffen wurden.

Aufgrund der benötigten Mengen, wird angenommen, dass der Beton vor Ort auf der Baustelle gemischt wird. Ein Wasseranschluss ist vor Ort, Gesteinskörnung, Zement und Zuschlagstoffe werden per LKW transportiert. In Deutschland gibt es 36 Zementwerke (Frondelet al., 2008), aufgrund der hohen Transportkosten auf der Straße hat sich ein Regionalmarkt herausgebildet. Entsprechend wird die Entfernung mit 80 km für alle Betoninhaltsstoffe angesetzt.

In der Glasindustrie finden sich in Deutschland 419 überwiegend mittelständische Betriebe (Frondelet al., 2008). Allerdings produzieren nicht alle Betriebe sämtliche Glasarten, Flachglas macht lediglich rund ein Viertel der Produktion aus und wird nur in wenigen großen Anlagen in Deutschland hergestellt (Fleiter et al., 2013). Daher werden als Transportentfernung 150 km angesetzt, der Transport findet per LKW statt.

In Deutschland gibt es 23 Stahlwerke (Wirtschaftsvereinigung Stahl, 2017), welche in der Regel über einen Güterzuganschluss verfügen. Daher wird angenommen, dass der Stahl 100 km mit dem Güterzug und die restlichen 20 km per LKW transportiert wird.

7.1.3 Energieeinsatz

Für den Klärschlamm ist eine Volltrocknung angestrebt, dies kann mit beiden Aggregaten (Solartrockner und Bandtrockner) erreicht werden. Eine gesonderte Desinfektion ist nicht vorgesehen. In Tabelle 34 ist der Energiebedarf der beiden Trockner dargestellt, der in der Berechnung später verwendet wird. Der

Energiebedarf eines Bandrockners liegt deutlich über dem Energiebedarf eines Solartrockners, dafür ist die Verdampfungsleistung eines Bandrockners größer. Ein Bandrockner wird also für die Trocknung der gleichen Menge Material eine wesentlich kleinere Fläche benötigen. Ergänzend sind der Energiebedarf und die Verdampfungsleistung der Desinfektionsschnecke aufgeführt.

Tabelle 34: Kenngrößen der eingesetzten Trockner

Trocknerart	Energiebedarf [kWh/Mg H ₂ O]		Verdampfungs- leistung	Trocknungs- grad
	Thermisch	Elektrisch		
Solare Klärschlamm-trocknung^{c)}	Rein solar	30	0,14-0,21 kg/m ² ·h	Voll-/Teil-trocknung
Bandtrocknung^{a), b)}	970	70	20-45 kg/m ² ·h	Volltrocknung
Desinfektions-schnecke^{c)}	2.500	100	Bis 6 kg/m ² ·h	Volltrocknung
a) (Fischli & Zweifel, 2004), b) (Brautlecht, 2000), c) eigene Untersuchungen				

7.2 Bemessung der solaren Klärschlamm-trocknung

Die Bemessung der solaren Klärschlamm-trocknung wird anhand des in 5.2 erläuterten Schemas durchgeführt. Der Standort der ersten Kläranlage befindet sich in den gemäßigten Breiten, die Klimadaten wurden für einen Ort in Süddeutschland erhoben. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 7 °C, die Luftfeuchtigkeit bei 76 %. Die Bestrahlung beträgt 1.100 kWh/(m²·a). Daraus lässt sich eine notwendige Trocknungsfläche von 6.000 m² ermitteln, unter der Annahme, dass für den Winter ein ausreichend großer Speicher vorhanden ist.

Die 6.000 m² große Trocknungsfläche wird auf sechs Hallen verteilt, die jeweils 10 m breit und 100 m lang sind. Die Hallen sollen so nebeneinander errichtet werden, dass die Innenwände entfallen. Eine solche Konstruktion ist beispielhaft in Abbildung 60 abgebildet. Die Gebäudehöhe beträgt 5 m, von denen 3 m auf die senkrechte Seitenwand entfallen.



Abbildung 60: Blick in eine mehrteilige Trocknungshalle

Für die Errichtung der Trocknungshalle wird ein 0,5 m dickes Stahlbeton-Fundament angenommen, bei dem 90 kg Bewehrungsstahl pro m^3 eingesetzt werden. Die tragende Konstruktion wird aus einem Stahlskelett gefertigt, anschließend soll die Halle mit Glas eingedeckt werden. Dabei wird Einscheiben-Sicherheitsglas mit einer Dicke von 4 mm verwendet. Insgesamt werden für den Bau 6.000 t Frischbeton, 343 t Stahl und 140 t Glas für die Halle notwendig. Auf die Wende-einrichtungen entfallen weitere 24 t Stahl. In Summe werden durch die Herstellung 4069 t CO_2 emittiert. Beim Transport der Baumaterialien für den Solartrockner im gemäßigten Klima werden weitere 33 t CO_2 emittiert. Die CO_2 -Emissionen aufgeschlüsselt nach Material und Transport sind in Tabelle 35 zusammengetragen.

Da keine Zusatzheizung eingesetzt wird, ist im Betrieb lediglich elektrische Energie in Höhe von 30 kWh pro Tonne verdunstetes Wasser notwendig. Bei der Trocknung der rund 7.500 t Klärschlamm werden 5.300 t Wasser verdunstet, daraus ergibt sich ein jährlicher elektrischer Energiebedarf von 159 MWh. Wird der in Deutschland übliche Energiemix für die Stromproduktion zugrunde gelegt, werden dabei 84 t CO_2 pro Jahr emittiert (UBA, 2018b). Diese Emissionen können reduziert werden, wenn die im BHKW aus dem Faulschlamm erzeugte elektrische Energie genutzt wird. Bereits 9 % der produzierten Energie decken den Bedarf der solaren Klärschlamm-trocknung.

Durch die Trocknungshallen und dazugehörige Transportwege wird eine Fläche von 7.200 m^2 versiegelt. Es wird angenommen, dass diese im unveränderten Zustand durch Photosynthese pro Jahr 5,3 t Kohlendioxid aus der Atmosphäre aufnehmen könnte. Die jährlichen Emissionen sind in Tabelle 36 dargestellt.

Der Standort der zweiten Kläranlage befindet sich im warmen, tropischen Klima, für die Bemessung wurden Klimadaten aus Kolumbien gewählt. Die restlichen

Randbedingungen (Einwohnerwerte, Produktion und Transport der Materialien) werden identisch zum ersten Standort gewählt, bzw. angenommen. Anhand der Bemessung ergeben sich eine Trocknungsfläche von 4.000 m² und eine versiegelte Fläche von 4.800 m². Der Materialbedarf für die Konstruktion ist entsprechend geringer, so werden bei der Produktion 2.716 t CO₂ und beim Transport 21 t CO₂ ausgestoßen. Da die zu verdunstende Wassermasse identisch mit der am gemäßigten Standort ist, ist auch der elektrische Energiebedarf der gleiche. Aufgrund der kleineren versiegelten Fläche liegen die betrieblichen CO₂-Emissionen mit 3,5 t/a unter denen am ersten Standort.

7.3 Bemessung des Bandrockners

Da ein Bandrockner klimaunabhängig betrieben wird, ist die Bemessung für beide Standorte identisch.

Um die Schlammmenge von 100.000 EW zu trocknen, ist ein Aggregat mittlerer Baugröße notwendig. Dieser wird zum Witterungsschutz in einer Halle aufgestellt, für die sich aus der Größe des Trockners eine Fläche von 216 m² ergibt. Das Gewicht der Maschine wird mit 20 t Stahl angenommen. Die Halle verfügt über ein Stahlbetonfundament und wird als Leichtbauhalle aus Stahl konstruiert. Die Annahmen für die Materialproduktion und den Transport erfolgen analog zum Solartrockner. Für die Herstellung werden 207 t CO₂ emittiert, für den Transport 1 t CO₂.

Um die 7.500 t feuchten Klärschlamm im Jahr zu trocknen, werden 5.141 MWh thermischer und 371 MWh elektrischer Energie notwendig. Unter der Annahme, dass 90 % der notwendigen Wärme durch CO₂-neutrale Fremdwärme, Wärme aus dem BHKW und aus der Wärmerückgewinnung gedeckt werden, liegen die betrieblich bedingten jährlichen CO₂-Emissionen bei 345 t. Davon entfallen 196 t CO₂ auf die elektrische und 149 t CO₂ auf die thermische Energie. Angenommen werden auch hier die CO₂-Emissionen, die sich aus dem deutschen Strom- und Wärmemix ergeben (UBA, 2018b), (UBA, 2018c). Die nicht-Aufnahme von CO₂ aufgrund der versiegelten Fläche ist mit 0,2 t/a vernachlässigbar gering.

7.4 Vergleich zwischen Solartrocknung und Bandrocknung

Aus den oben ausgeführten Bemessungen zeigt sich, dass der Solartrockner in der Produktion durch die größere Trocknungshalle deutlich energieintensiver ist. Entsprechend höhere CO₂-Emissionen werden bei Herstellung und Transport freigesetzt. Die durch die Produktion und den Transport der Materialien bedingten Emissionen sind in Tabelle 35 zusammengetragen.

Tabelle 35: Vergleich der herstellungsbedingten CO₂-Emissionen von Solar- und Band-trockner

		Solartrockner (gem. Klima)		Solartrockner (trop. Klima)		Bandtrockner	
		Benötigte Menge	t CO ₂	Benötigte Menge	t CO ₂	Benötigte Menge	t CO ₂
Produktion Material	Beton [m ³] ^{a)}	3.000	3.420	2.000	2.280	108	123
	Stahl [t] ^{b)}	367	492	246	329	43	57
	Glas [m ²] ^{c)}	14.004	157	9.536	107	Nicht benötigt	
Transport Material^{d)}	Beton	80 km	28	80 km	19	80 km	1
	Stahl	100 km	0,9	100 km	0,5	100 km	0,1
		20 km	1	20 km	0,5	20 km	0,1
	Glas	150 km	2,4	150 km	1,7	Nicht benötigt	

a) (Verein Deutscher Zementwerke, 2019), b) (Wirtschaftsvereinigung Stahl, 2017), c) (Fleiter et al., 2013), d) (UBA, 2018a)

Im Betrieb jedoch liegt der Energiebedarf eines Solartrockners bei unter 3 % des Energiebedarfs eines Bandtrockners, da die Strahlungsenergie der Sonne genutzt wird. Aufgrund der Wärmerückgewinnung im Bandtrockner fallen die betriebsbedingten CO₂-Emissionen nicht ganz so hoch aus. So emittiert ein Solartrockner etwa ein Viertel so viel CO₂ wie ein Bandtrockner. Tabelle 36 führt den Energiebedarf und die jährlichen CO₂-Emissionen für einen Bandtrockner und jeweils einen Solartrockner im gemäßigten und im tropischen Klima auf.

Tabelle 36: Vergleich der jährlichen CO₂-Emissionen von Solar- und Bandtrockner

	Solartrockner (gem. Klima)		Solartrockner (trop. Klima)		Bandtrockner	
	Benötigte Menge	t CO ₂ /a	Benötigte Menge	t CO ₂ /a	Benötigte Menge	t CO ₂ /a
Versiegelte Fläche ^{e)}	7.200 m ²	5,3	4.800 m ²	3,5	216 m ²	0,2
Betrieb (el. Energie) ^{f)}	159.000 kWh/a	84	159.000 kWh/a	84	371.000 kWh/a	196
Betrieb (therm. Energie) ^{g)}	Nicht benötigt				5.141.000 kWh/a	149
e) (Monteith & Unsworth, 2013), f) (UBA, 2018b), g) (UBA, 2018c)						

Um die Emissionen der verschiedenen Trocknungsaggregate langfristig vergleichen zu können, wird die gesamte Lebensdauer berücksichtigt. Es wird eine Nutzung der Anlagen von 30 Jahren angenommen, die anschließende Entsorgung wird nicht betrachtet. Die Emissionen aus Herstellung und Transport der Materialien können so über den Nutzungszeitraum „abgeschrieben“ werden. Dadurch lassen sich die einmal anfallenden CO₂-Emissionen auf jährliche Werte umrechnen.

In den kommenden Jahren ist mit fortschreitenden Änderungen im Strom- und Wärmemarkt zu rechnen. So hat die Europäische Union im Rahmen ihrer Klima- und Energiepolitik im Oktober 2014 auf Basis von Europäische Kommission (2014) beschlossen, bis 2030 die Treibhausgasemissionen um 40 % gegenüber 1990 zu verringern sowie den Anteil der erneuerbaren Energien auf 27 % zu erhöhen (Europäische Kommission, o.J.). Weiterhin hat sich die EU verpflichtet, bis 2050 die Treibhausgasemissionen um 80-95 % gegenüber 1990 zu reduzieren und somit weitgehend treibhausgas-neutral zu werden. Die EU-Kommission zeigt in ihrem Energiefahrplan 2050, „dass die Dekarbonisierung des Energiesystems möglich“ und der „Umbau des europäischen Energiesystems [...] aus Gründen des Klimaschutzes, der Sicherheit und aus wirtschaftlichen Gründen zwingend erforderlich“ ist (Europäische Kommission, 2011). Das Umweltbundesamt geht davon aus, dass die von der EU gesteckten Klimaziele für erneuerbare Energien und Treibhausgasemissionen für das Jahr 2020 erreicht werden, „die mittel- und langfristigen Ziele nur durch erheblich verstärkte Bemühungen erreicht werden“ können (UBA, 2019).

Weltweit entfielen im Jahr 2017 26,5 % der Stromerzeugung und 26,7 % des Endenergieverbrauchs für Wärme auf erneuerbare Energieträger (BMWi, 2018). Der Anteil erneuerbarer Energien nimmt zwar weiterhin zu, der Anstieg hat sich jedoch in letzter Zeit verlangsamt (BMWi, 2018).

Auch wenn der Anteil erneuerbarer Energieträger weltweit steigt, wird hier davon ausgegangen, dass sowohl der Strom- als auch der Wärmemix aufgrund vieler Unsicherheiten in dem betrachteten Zeitraum unverändert bleiben.

Die CO₂-Emissionen für die Produktion und den Transport der Materialien zur Errichtung der Trocknungsanlagen ist nach Quellen unterschieden in Abbildung 61 graphisch dargestellt. Durch die große Grundfläche und den damit verbundenen Mehrbedarf an Beton liegen die Emissionen mit 4.102 t CO₂ bei dem Solartrockner am Standort im gemäßigten Klima am höchsten. Bei der Produktion des Solartrockners am tropischen Standort werden 2.738 t CO₂ emittiert und beim Bandtrockner 208 t CO₂.

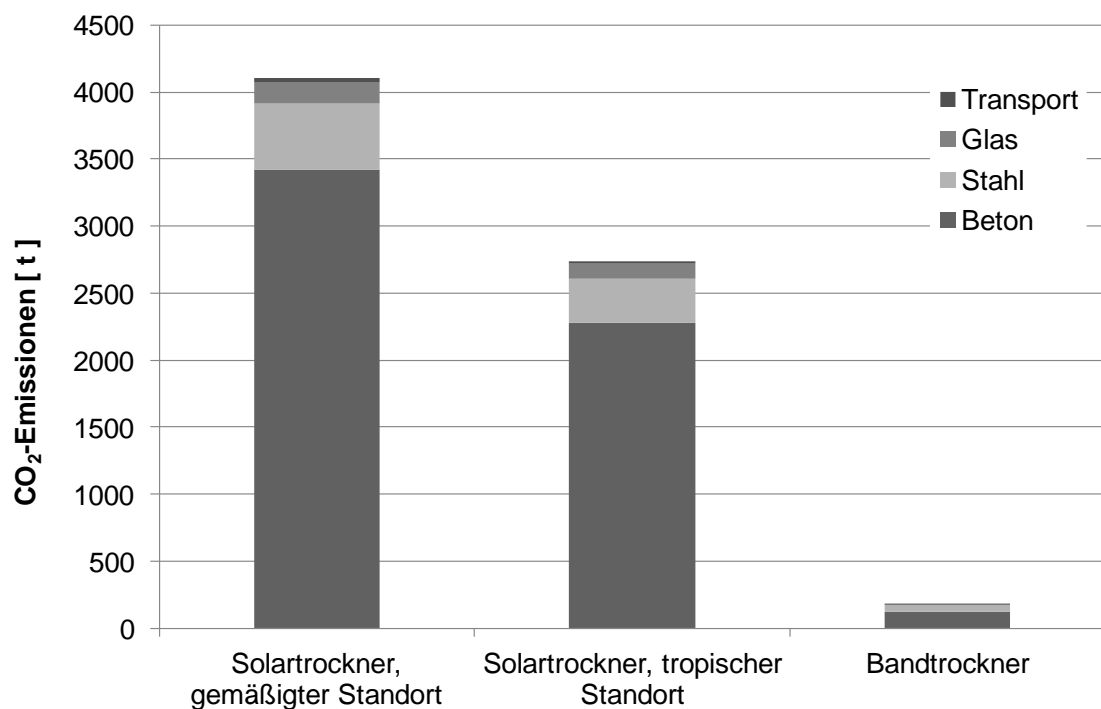


Abbildung 61: CO₂-Emissionen bei Herstellung und Transport

Werden die produktionsbedingten Emissionen jedoch auf den gesamten Nutzungszeitraum von 30 Jahren aufgeteilt und zu den betriebsbedingten Emissionen addiert, ergibt sich das in Abbildung 62 dargestellte Gesamtbild. Auch die Solartrockner verbrauchen elektrische Energie und versiegeln Fläche, auf der keine Photosynthese mehr betrieben werden kann, insgesamt ergeben sich so jährlich berechnet 89 t CO₂ (gemäßigtes Klima) bzw. 87 t CO₂ (tropisches Klima).

Der Bandrockner hingegen verursacht durch den Einsatz elektrischer und thermischer Energie pro Jahr 345 t CO₂.

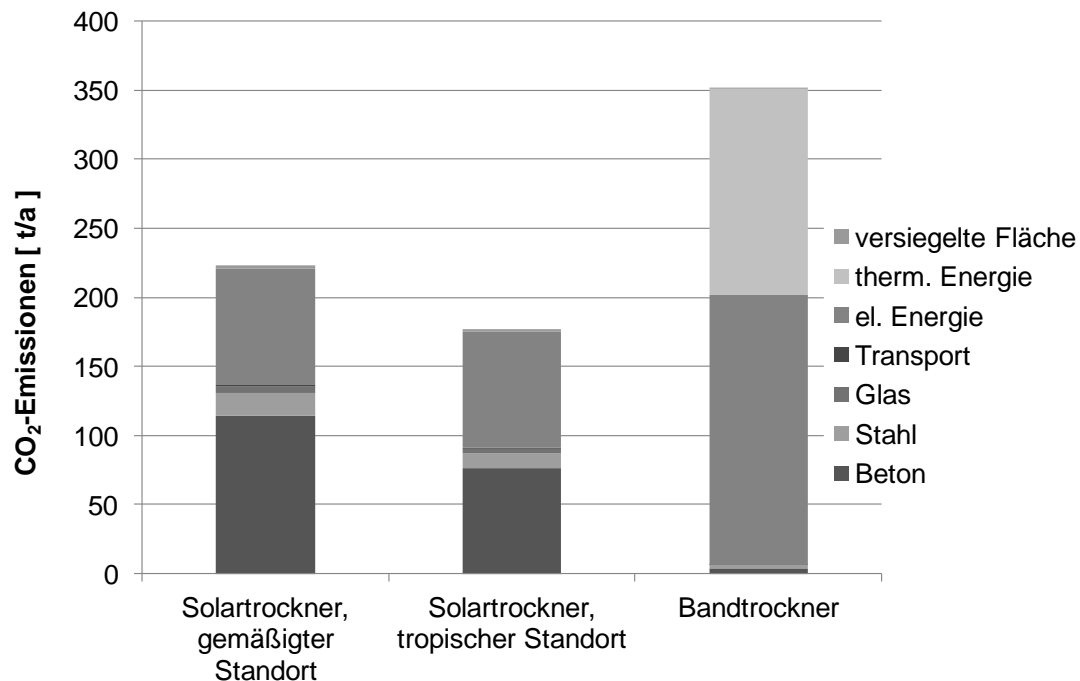
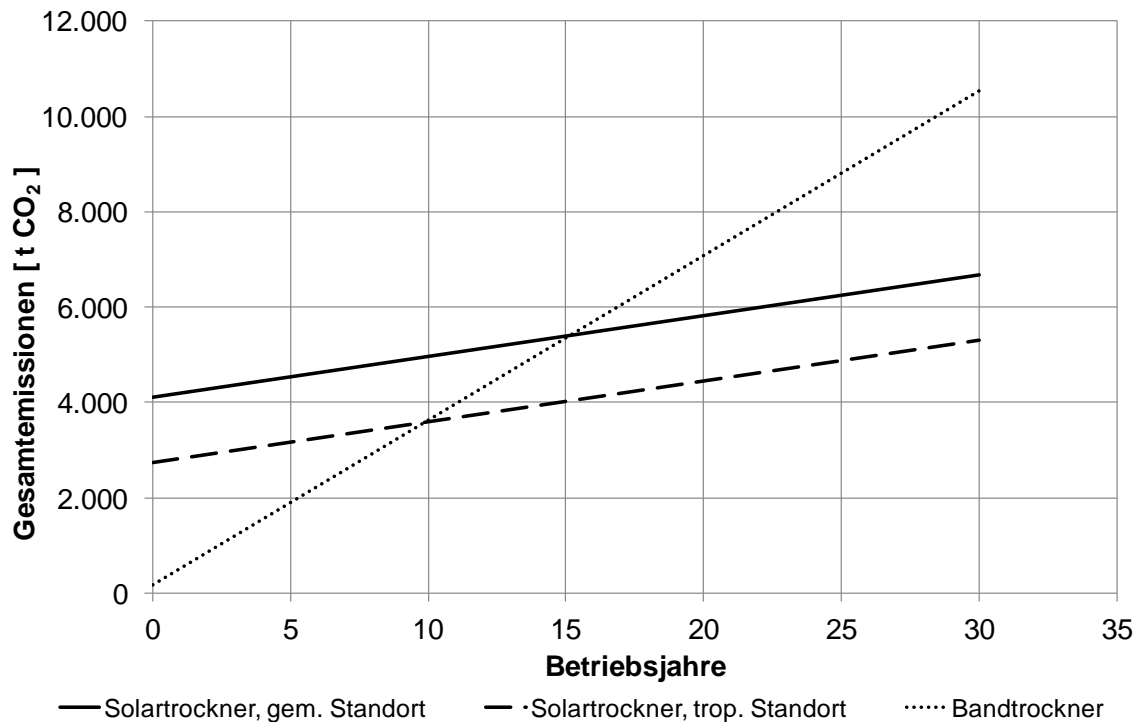


Abbildung 62: Jährliche CO₂-Emissionen, mit anteiligen Emissionen für Herstellung und Transport, angenommene Betriebsdauer von 30 Jahren

So starten die Solartrockner durch den höheren Materialeinsatz zwar mit einem größeren CO₂-Rucksack in den Betrieb, die Gesamtemissionen steigen ab Inbetriebnahme jedoch deutlich langsamer. In Abbildung 63 sind die summierten CO₂-Emissionen aufgetragen, die im Betriebsjahr „Null“ mit der Produktion beginnen. Es zeigt sich, dass sich ein Solartrockner im gemäßigten Klima in Hinblick auf die CO₂-Emissionen nach 15 Betriebsjahren rentiert, in tropischen Klimaregionen sogar schon nach zehn Betriebsjahren.

Abbildung 63: CO₂-Emissionen über 30 Betriebsjahre

7.5 Skalierung: Welt

Nun sollen aber nicht nur drei Trocknungsaggregate gebaut werden, sondern die oben bemessenen Trockner als Basis für eine Hochrechnung auf die ganze Welt genutzt werden. Es soll also im Folgenden berechnet werden, wie viele Tonnen CO₂ eingespart werden können, wenn auf der ganzen Welt zur Klärschlamm-trocknung ausschließlich Solartrockner anstelle von Bandrocknern eingesetzt werden. Für dieses Szenario wird angenommen, dass das Abwasser aller grundlegenden und sicheren Sanitäreinrichtungen gesammelt und behandelt wird. Der anfallende Klärschlamm wird vollständig getrocknet.

Die aktuell rund 7,0 Mrd. Menschen leben auf der ganzen Welt verteilt in fünf Klimaregionen, die in weitere Unterkategorien gegliedert werden können (Köppen & Geiger, 1954). Vereinfachend werden daher 50 % der Bevölkerung einer Kläranlage in tropischen Regionen zugeordnet und die restlichen dem gemäßigten Klima. Durch die Nutzung dieses klimatischen „Mittelwerts“ werden auch kalte und subtropische Klimazonen berücksichtigt.

Im Jahr 2015, als die SDGs aufgestellt wurden, verfügten 68 % (WHO & UNICEF, 2017) der Weltbevölkerung von 7,38 Mrd. Menschen (DESA, 2017) über eine grundlegende oder sichere Sanitärversorgung. Wird eine zusätzliche Anschlussrate von zwei Prozentpunkten pro Jahr angenommen, kann im Jahr 2030 das SGD 6.2 nahezu erreicht werden. 98 % der Weltbevölkerung würden dann über

eine sichere Sanitärversorgung verfügen. Die Abwässer der jeweils neu angeschlossenen Bevölkerung werden ebenfalls direkt in eine Kläranlage mit Schlamm Trocknung entsorgt. In dem betrachteten Zeitraum von 15 Jahren wächst nicht nur der Anschlussgrad an eine Sanitärversorgung, gleichzeitig wächst die Weltbevölkerung jährlich um 1,2 % (DESA, 2017).

Die Emissionen der Klärschlamm Trockner steigen somit durch höhere Anschlussgrade und die Bevölkerungszunahme. Diese steigenden Emissionen sind in Abbildung 64 dargestellt. Die Kurve betrachtet den gleichen Zeitraum, der auch bei der Umsetzung der SDGs berücksichtigt ist. Die CO₂-Emissionen der Solartrockner steigen von 10,2 Mio. t im Jahr 2015 auf 17,5 Mio. t im Jahr 2030. Die Emissionen der Bandrockner steigen im gleichen Zeitraum von 17,6 Mio. t auf 30,4 Mio. t. Die Ersparnis der CO₂-Emissionen beläuft sich somit auf 7,4 Mio. t bis 12,9 Mio. t jedes Jahr wenn ausschließlich Solartrockner eingesetzt werden.

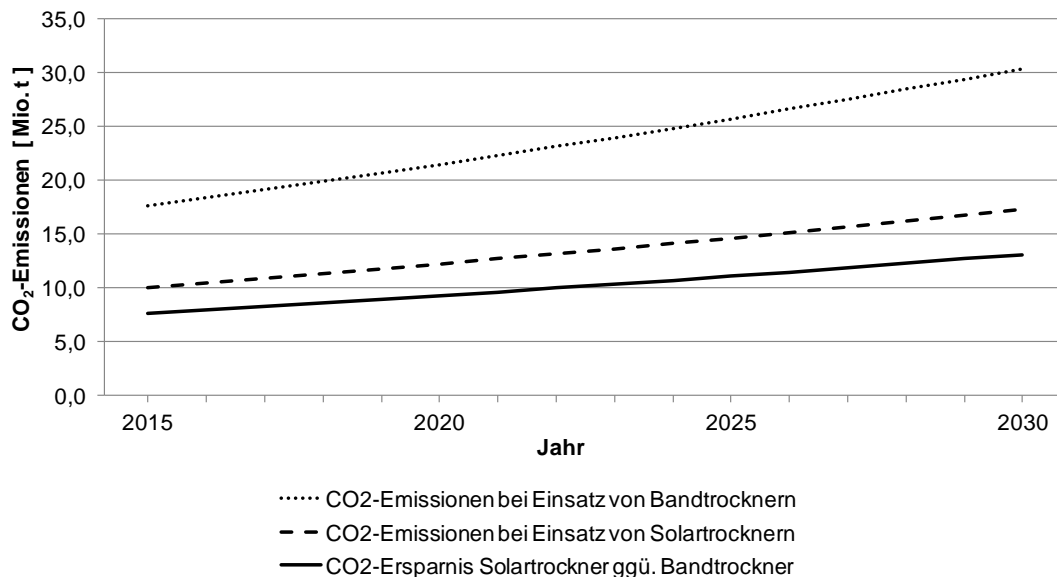


Abbildung 64: Entwicklung der CO₂-Emissionen

Um die in Abbildung 64 dargestellten CO₂-Emissionen mit anderen Emittenten ins Verhältnis zu setzen, sind in Tabelle 37 verschiedene Beispiele aufgeführt. Es zeigt sich, dass bereits im betrachteten Basisjahr 2015 durch den Einsatz von Solartrocknern so viel CO₂ hätte reduziert werden können wie Gambia mit 1,9 Mio. Einwohnern im Jahr emittiert (US AID, 2019). Im Jahr 2030 liegt die CO₂-Ersparnis in der Größenordnung, die die gesamte Binnenschifffahrt der EU verursacht (iwd, 2017).

Tabelle 37: Vergleich verschiedener CO₂-Emissionen

	CO₂-Emissionen [Mio. t/a]	
SKT 2015	10,2	
SKT 2030	17,5	
BT 2015	17,6	
BT 2030	30,4	
SKT-BT: Ersparnis 2015	7,4	
SKT-BT: Ersparnis 2023	10,2	
SKT-BT: Ersparnis 2030	12,9	
Bahnverkehr in der EU (2015)	4,5	(iwd, 2017)
Gambia (2014), 1,9 Mio. Einw.	7,4	(US AID, 2019)
Binnenschifffahrt in der EU (2015)	12,7	(iwd, 2017)
Slowenien (2016), 2,1 Mio. Einw.	17,7	(UBA, 2018d), (Statista, 2019)
Burkina Faso (2014), 17 Mio. Einw.	32,6	(US AID, 2019)
Personenluftverkehr, der in Deutschland startet und landet (2014)	46,7	(Maibach et al., 2017)
Landwirtschaft in Deutschland (2017)	66,3	(UBA, 2018e)

8 Zusammenfassung und Ausblick

Im Zuge aktueller Erkenntnisse und Diskussionen über Klimawandel, Treibhausgasemissionen und einer möglichen CO₂-Abgabe sowie einem gestiegenen Umweltbewusstsein rücken emissionsarme Technologien zunehmend in den Fokus.

Am Ende der Abwasserbehandlung steht der Klärschlamm, dem für den Transport und die weitere Verwertung das Wasser entzogen werden muss. Da durch mechanische Verfahren dies nur bis zu einem Wassergehalt von 65 bis 80% möglich ist, muss das restliche Wasser mit thermischen Verfahren entfernt werden. Die solare Trocknung nutzt dabei die Sonnenenergie als wesentlichen Energielieferanten und reduziert damit die Emissionen deutlich. Gleichzeitig kann ein Trocknungsgrad im Klärschlammgranulat von bis zu 95 % erreicht werden.

Die Behandlung, Verwertung und Entsorgung von Klärschlamm wird über eine Vielzahl von Gesetzen und Verordnungen auf Bundes- und EU-Ebene geregelt. Rechtsgrundlagen für landwirtschaftliche und die thermische Verwertung definieren Grenzwerte für Schadstoffe, die in den Boden und in die Luft eingebracht werden dürfen. Die Deponierung ist in Deutschland seit 2005 lediglich für Klärschlammasche erlaubt.

Auf dem Markt haben sich eine Reihe technischer Trocknungsverfahren etabliert, wobei der Energieeintrag über Kontakt-, Konvektions- und/oder Strahlungstrocknung erfolgt. Welches Verfahren eingesetzt werden soll, hängt von zu trocknender Jahresmenge, Anlagengröße, Verwertung des getrockneten Klärschlammes, Trockenrückstand, Temperatur der Wärmeversorgung, Standort und Energieversorgung ab.

Die solare Klärschlamm Trocknung basiert auf dem Prinzip der Verdunstung, der Energieeintrag erfolgt hierbei über elektromagnetische Strahlung und verdunstet das im Klärschlamm enthaltene Wasser. Für die solare Klärschlamm Trocknung bestehen allerdings weder im deutschen technischen Regelwerk noch in international anerkannten Nachschlagewerken einheitliche und allgemein anerkannte Hinweise zur Dimensionierung. Daher erfolgt die Anlagenplanung in der Praxis anhand von klimahydrologischen Modellen zur Berechnung der Verdunstung.

Um in Zukunft solare Klärschlamm Trocknungsanlagen genauer dimensionieren zu können, wurden an den Standorten Penzing und Braunschweig in Deutschland, Cali in Kolumbien und Kłodzko in Polen Untersuchungen im labor-, halb- und großtechnischen Maßstab durchgeführt. Die Standorte wurden anhand ihrer klimatischen Randbedingungen gewählt. Am tropischen Standort Cali mit relativ

gleichmäßigen Umgebungsbedingungen wurden vornehmlich Änderungen der Betriebsweise vorgenommen. Am kühl-gemäßigten Standort Kłodzko wurde die Versuchsanlage zu Winterende aufgestellt, aufgrund der kalten Temperaturen lag der Fokus auf einem Betrieb mit Zusatzheizung. Am Standort Braunschweig im gemäßigten Klima erfolgte die Außenaufstellung von Herbst bis Frühjahr mit den Untersuchungsschwerpunkten Luftwechsel/Luftturbulenz sowie der Energieeintrag durch Zusatzheizung bei winterlichen Bedingungen. An allen Standorten wurden die Messreihen unter den wesentlichen klimatischen und technischen Randbedingungen durchgeführt, so dass ausreichend Datenmaterial zur Validierung der Bemessungsformel zur Verfügung stand.

Aufbauend auf den klimahydrologischen Modellen aus der Agrarwirtschaft, im besonderen ausgehend von der Formel von Wendling, Schelling & Thomä (1991), und aufbauend auf den Messergebnissen an den verschiedenen Standorten mit unterschiedlichen Randbedingungen und Betriebseinstellungen wurden die Bemessungsregeln für solare Klärschlamm-trocknungsanlagen entwickelt. Eingangsgrößen für die Bemessung sind die Globalstrahlung, die Temperatur, die Luftfeuchtigkeit, die Transmissionsverluste durch Einhausung, die Energie aus einer Zusatzheizung, die jährlich anfallende Klärschlammmenge und der geforderte Trockenrückstand des Klärschlammes.

Aus den gemessenen bzw. bereits bekannten klimatischen Randbedingungen und den Betriebsparametern wird die potenzielle Verdunstung berechnet. Die ermittelte höhere Verdunstung in der Solartrocknung gegenüber den klimahydrologischen Modellen wird durch angepasste konstante Faktoren berücksichtigt. Daraufhin wird die notwendige Verdunstung berechnet, die angibt, welche Menge an Wasser aus dem entwässerten Schlamm verdunstet werden muss, um den gewünschten Trockenrückstand im Granulat zu erzielen. Anschließend kann aus diesen beiden Werten die Trocknungsfläche berechnet werden. Aus der Wasseraufnahmekapazität der Luft und der aus dem Klärschlamm verdunsteten Wassermenge wird die erforderliche Luftwechselrate bestimmt. Das so entwickelte Modell kann die notwendige Trocknungsfläche für verschiedene Randbedingungen mit einer Genauigkeit von über 90 % (Halbtechnik), bzw. über 80 % (Großtechnik) abbilden.

Bei der stofflichen, insbesondere der landwirtschaftlichen, Nutzung von Klärschlamm wird hinsichtlich eines vorsorgenden Umwelt- und Gesundheitsschutzes gesetzlich eine Reduzierung der seuchenhygienischen Risiken gefordert. Die Risiken können durch die Anwendung vorgeschriebener Desinfektionsverfahren oder durch die Festlegung von Grenzwerten für pathogene Organismen reduziert

werden. Alternativ sind Aufbringungsbeschränkungen oder -verbote möglich, wenn Grenzwerte überschritten werden.

Da die Überlebensfähigkeit der pathogenen Keime insbesondere von den Faktoren Feuchtigkeit, Temperatur, pH-Wert und UV-Strahlung abhängt, wird eine Veränderung dieser Randbedingungen auch für die Desinfektion genutzt. Sowohl chemische als auch thermische Desinfektionsverfahren können die Keime dauerhaft abtöten oder auch nur zeitweise inaktivieren. Durch den Prozess der Trocknung in Kombination mit einer mehrtägigen bis mehrwöchigen Lagerung und Temperaturerhöhung findet im Solartrockner bereits eine Reduktion pathogener Mikroorganismen statt.

Sowohl in der Versuchsanlage als auch in der Großtechnik wurden Untersuchungen zur Belastung mit pathogenen Mikroorganismen sowie der Desinfektionsleistung durchgeführt. Als Indikatororganismen wurden coliforme Keime (E. Coli und Fäkalcoliforme) verwendet. Darüber hinaus wurde der Klärschlamm an allen Standorten auf Salmonellen untersucht. Am Standort Cali wurden zusätzlich Helminthen-Eier gezählt.

Bei den halbtechnischen Untersuchungen in Kolumbien konnte regelmäßig eine Reduktion von E. Coli um zwei bis drei log-Stufen nach zehn Trocknungstagen nachgewiesen werden, allerdings konnte in keinem Trocknungszyklus der Grenzwert von 1.000 KBE pro g TR für einen Class-A-Schlamm unterschritten werden. Der Einsatz der Fußbodenheizung zeigte keinen signifikanten positiven Einfluss auf die Reduktion der coliformen Keime. Erst wenn der Klärschlamm einen Trockenrückstand von über 90 % erreicht hatte und keine weitere Trocknung stattfand, konnte während der Langzeitlagerung eine Reduktion von E. Coli unter 1.000 KBE/g TR erreicht werden. Der Klärschlamm konnte nach 20 Tagen als „Class-A“ definiert werden. Sowohl am Standort Braunschweig bei Einsatz der Fußbodenheizung bei 55°C und 80°C als auch am Standort Kłodzko wurde der Grenzwert von 1.000 MPN/g TR fäkalcoliforme Keime während eines üblichen Trocknungszyklus nicht erreicht. Auch der Einsatz der Fußbodenheizung mit 55 °C nachts brachte keine verbesserte Desinfektionsleistung am Standort in Polen. Salmonellen wurden an keinem der Standorte nachgewiesen.

Zwischen 12 und 45 % der nachgewiesenen Helminthen-Eier am Standort in Kolumbien waren lebensfähig, absolut konnten zwischen zwei und sieben Eier pro g TR im entwässerten Klärschlamm gefunden werden. In allen analysierten Chargen konnten zum Abschluss der Trocknung keine Helminthen-Eier mehr nachgewiesen werden. Hierfür war ein Trockenrückstand von mehr als 50 % notwendig;

zudem förderte die Bestrahlung von über 1.000 kWh/(m²·a) die Reduktion der Mikroorganismen. Ein sicheres Abtöten von Helminthen-Eiern bei der Solartrocknung im tropischen Klima kann entsprechend angenommen werden.

Die Untersuchungen zeigten, dass bereits in der solaren Klärschlamm Trocknung eine Reduktion der pathogenen Keime stattfindet, coliforme Keime konnten deutlich reduziert, Helminthen-Eier sicher desinfiziert werden. Aussagen zur Reduktion von Salmonellen können nicht getroffen werden, da diese an keinem Standort nachgewiesen werden konnten. Um allerdings den Grenzwert von 1.000 MPN/g TR für E. Coli sicher zu unterschreiten, ist eine weitergehende Desinfektion notwendig.

Die Untersuchungen zur thermischen Desinfektion fanden am Standort Berching in Deutschland an einer durch die Firma HUBER SE neu entwickelten Anlage statt. Sie dient der Aufheizung und Volltrocknung von solar getrocknetem Klärschlammgranulat. Ziel der Anlagenentwicklung war es, die von der US-EPA-Richtlinie 503 geforderten Kriterien (Temperatur, Zeit, TR) zu erreichen. Es wurde eine Mindesttemperatur von 70 °C und eine Aufenthaltszeit von 30 Minuten gewählt. Darüber hinaus sollte ein Trockenrückstand von mindestens 90 % im Austrag erreicht werden.

Die Versuche mit der Desinfektionsanlage zeigten sich als erfolgreich. Die Anlage erhitze den Schlamm auf Temperaturen zwischen 70 °C und 80 °C, im Spitzenfall auch bis 95 °C. Gleichzeitig erreichte der Schlamm einen Trockenrückstand von über 90 %. Bei entsprechend passender Kombination der Betriebseinstellungen (Thermoöl-Temperatur, Drehzahl, Eintrags-TR) konnten die von der EPA geforderten Kriterien für Class-A-Schlamm eingehalten werden. Die Analyse der pathogenen Mikroorganismen zeigte allerdings, dass für ein sicheres Abtöten bei dem vorliegenden Klärschlammgranulat höhere Anforderungen an Temperatur und Aufenthaltszeit zu stellen sind als von der EPA gefordert, aber auch diese konnten mit der Versuchsanlage erreicht werden.

Die abschließende energetische Betrachtung der solaren Klärschlamm Trocknung zeigte, dass bei einem weltweiten, flächendeckenden Einsatz von Solartrocknern anstelle von technischen Trocknern im Jahr 2030 fast 13 Mio. t CO₂ eingespart werden können. Die solare Klärschlamm Trocknung liefert so einen wesentlichen Baustein auf dem Weg zur Erreichung der globalen Klimaziele.

Die durchgeführten Untersuchungen zur solaren Klärschlamm Trocknung an mehreren Standorten in drei verschiedenen Klimaregionen zeigten, dass die entwickelten Bemessungsregeln für die solare Klärschlamm Trocknung für alle Standorte geeignet sind. Die zu Grunde liegenden halbtechnischen Untersuchungen

wurden über mehrere Monate an den verschiedenen Standorten durchgeführt, zudem wurden Betriebsdaten der großtechnischen Anlagen ausgewertet. Jedoch wird eine gezielte Begleitung und Beprobung großtechnischer Solartrockner für mindestens ein Jahr die Genauigkeit der Bemessungsformel wahrscheinlich erhöhen. Bei der längerfristigen Beobachtung einer Anlage können auch wetterbedingte Schwankungen einbezogen werden.

Für die Bemessung einer neuen Solartrocknung werden in der Regel für den potenziellen Standort Klimadaten der nationalen Wetterdienste herangezogen. Diese basieren in den meisten Fällen auf Langzeitaufzeichnungen über einen Zeitraum von 30 Jahren (bspw. 1961-1990). Wie bei vielen anderen Betrachtungen, die vom Klima beeinflusst sind (z.B. Starkregen oder Dürregefahr), stellt sich die Frage, ob dies bei der fortschreitenden Klimaveränderung weiterhin zielführend ist oder ein anderer Bezugszeitraum gewählt werden sollte. Hierbei sollten die Entwicklungen im Bereich der Klima- und Wetterforschung berücksichtigt werden.

Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen, Symbole und Einheiten

Abkürzungen

Kurzzeichen	Bezeichnung
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
AbWV	Abwasserverordnung
AVV	Abfallverzeichnis-Verordnung
AOX	Adsorbierbare Organische Halogenkohlenwasserstoffe
ATS	aerob-thermophilen Stabilisierung
ATV	Abwassertechnische Vereinigung (jetzt DWA)
BBodSchV	Bundesbodenschutzverordnung
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost
BHKW	Blockheizkraftwerk
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMWi	Bundeswirtschaftsministerium
bspw.	beispielsweise
BT	Bandtrockner
Ca	Kalzium
cal	Kalorien
CaO	Kalziumoxid
Ca(OH) ₂	Kalziumhydroxid
CFU	Colony Forming Units (vgl. KBE)
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
Cu	Kupfer
DepV	Deponieverordnung

DIN	Deutsches Institut für Normung
DK	Deponieklasse
DüMV	Düngemittelverordnung
DüngG	Düngegesetz
DüV	Düngeverordnung
DNA	Desoxyribonukleinsäure
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
E. Coli	Escherichia coli
EG	Europäische Gemeinschaft (jetzt EU)
EHEC	Enterohämorrhagische E. Coli
Einw.	Einwohner
EU	Europäische Union
EW	Einwohnerwerte
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations, Welternährungsorganisation
FBH	Fußbodenheizung
GE	Geruchseinheiten
ggf.	gegebenenfalls
GV	Glühverlust
K	Kalium
KS	Klärschlamm
KBE	Koloniebildende Einheit
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
Mg	Magnesium
MPN	Most Probable Number
N _{gesamt}	Gesamtstickstoff
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
oTR	Organische Feststoffmasse

PFU	Plaque-Forming-Units
Pb	Blei
PE	Polyethylen
PFRP	Process to Further Reduce Pathogens
PC	Polycarbonat
RNA	Ribonukleinsäure
SDG	Sustainable Development Goals, Nachhaltigkeitsziele der UN
SI	Système International
SKT	Solare Klärschlamm-trocknung
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TKN	Total Kjeldahlstickstoff (org. N und NH ₄)
UBA	Umweltbundesamt
UFC	Unidades Formadoras de Colonias (vgl. KBE)
UFP	Unidades Formadoras de Placas (vgl. PFU)
UN	United Nations, Vereinte Nationen
US EPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultraviolett
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
vgl.	vergleiche
WHO	World Health Organization, Weltgesundheitsorganisation
z.B.	zum Beispiel
Zn	Zink

Formelzeichen

Kurzzeichen	Einheit	Bezeichnung
A	[m ²]	Fläche
a	[-]	Jahr, jährlich
B _{TR}	[kg TR/(m ² ·a)]	Feststoffflächenbelastung
C	[-]	Küstenfaktor
cp	[MJ/(kg·°C)]	Spezifische Wärmekapazität der Luft
E		Verdunstung
E _a		Funktion aus Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit, Wasserdampfdruck
E _{p,SKT}	[kg H ₂ O/m ² ·a]	Potenzielle Verdunstung der Solaren Klärschlamm Trocknung
E _{soll}	[kg H ₂ O/m ² ·a]	Soll-Verdunstung
e	[kPa]	Aktueller Dampfdruck
e _s	[kPa]	Sättigungsdampfdruck
f	[-]	Faktor in Abhängigkeit des Monats (Penman)
G	[MJ/(m ² ·d)]	Bodenwärmestrom
G _G	[W/m ²]	Globale Bestrahlungsstärke, Globalstrahlung
H		Wärmebudget
H _G	[Ws/m ²]	Bestrahlung
H _H	[Ws/m ²]	Energieinput aus Zusatzheizung
i	[kJ/kg]	Enthalpie
k	[-]	Haude-Faktor
L	[MJ/kg]	Latente Verdunstungswärme
M _f	[t]	Masse des feuchten Materials
n	[1/h]	Luftwechselrate
P _{sat}	[Pa]	Sättigungsdampfdruck
R _D	[Pa·m ³ /(kg·K)]	Gaskonstante Wasserdampf
R _n	[MJ/(m ² ·d)]	Nettostrahlung
r _s	[s/m]	Oberflächenwiderstand der Bodenbedeckung

r_a	[s/m]	Aerodynamischer Widerstand der Bodenbedeckung
s	[kPa/(°C)]	Steigung der Sättigungsdampfkurve
T	[°C]	Temperatur
t	[s], [Min], [h]	Zeit
TR	[%]	Feststoffmasse (Trockenrückstand)
TS	[%]	Feststoffmasse (Trockensubstanz)
U_2	[m/s]	Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe
V	[m³]	Volumen
x	[g/kg]	Feuchtigkeitsgehalt der Luft

Griechische Buchstaben

Kurzzeichen	Einheit	Bezeichnung
γ	[-]	Psychrometerkonstante
Δ	[-]	Differenz, Delta
Φ	[%]	Relative Luftfeuchtigkeit
v	[kg/m³]	Absolute Luftfeuchtigkeit
v_{sat}	[kg/m³]	Sättigungskonzentration des Wasserdampfes
ρ	[kg/m³]	Dichte der Luft
θ	[K]	Absolute Temperatur
τ	[-]	Transmissionskoeffizient

Indices

Kurzzeichen	Bezeichnung
e	außen
i	innen
AT	Austragsmaterial
ET	Eintragsmaterial

Literaturverzeichnis

17. BImSchV. (02. Mai 2013). Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. *Verordnung über die Verbrennung und die Mitverbrennung von Abfällen vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 1021, 1044, 3754).*
- 2010/75/EU. (24. November 2010). Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung). *Industrieemissionsrichtlinie*. Amtsblatt der Europäischen Union L 334/17.
- 3M Medica. (März 2002). Interpretationshilfe Petrifilm - E. Coli und Coliforme. Neuss.
4. BImSchV. (02. Mai 2013). Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. *Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen in der Fassung der Bekanntmachung vom 31. Mai 2017 (BGBl. I S. 1440).*
- 86/278/EWG. (12. Juni 1986). Richtlinie des Rates über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. *EU-Klärschlammrichtlinie*. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 181/6.
- AbfKlärV. (27. September 2017). Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost. *Klärschlammverordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465), die zuletzt durch Artikel 6 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist.*
- AbwV. (21. März 1997). Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. *Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. August 2018 (BGBl. I S. 1327) geändert worden ist.*
- Adam, C. (01. Oktober 2008). Recycling von Nährstoffen und Metallen aus Verbrennungsrückständen. 138. Sitzung des Wissenschaftlichen Beirats für Düngungsfragen, BMELV. Bonn.
- Amt der NÖ Landesregierung. (Mai 2010). *Allgemeine Kriterien und Empfehlungen für die Klärschlammbehandlung und -verwertung in Kleinregionen*. Abgerufen am 21. Mai 2019 von http://www.noel.gv.at/noel/Wasser/Klaerschlammbehandlung_Verwertung_in_Kleinregionen_allgemein.pdf
- Anonym. (2019). *Anlagenbeispiel Marokko*. Abgerufen am 26. April 2019 von THERMO-SYSTEM Industrie- und Trocknungstechnik GmbH: www.thermo-system.com

- Atmospheric Science Center, NASA. (2016). *Surface Meteorology and Solar Energy*. Abgerufen am 30. Juli 2016 von <https://eosweb.larc.nasa.gov/cgi-bin/sse/sse.cgi?skip@larc.nasa.gov+s01#s01>
- ATV-DVWK-M 368. (April 2003). Merkblatt 368: Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- ATV-DVWK-M 379. (Februar 2004). Merkblatt 379: Klärschlamm-trocknung. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- AVV. (10. Dezember 2001). Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis. *Abfallverzeichnis-Verordnung vom 10. Dezember 2001 (BGBl. I S. 3379)*, die zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 17. Juli 2017 (BGBl. I S. 2644) geändert worden ist.
- Bahrs, D. (1978). *Konditionieren von Abwasserschlämmen durch Gefrieren* (Bd. 25). Braunschweig: Institut für Stadtbauwesen der TU Braunschweig.
- Bauerfeld, K. (2012). *Einfluss klimatischer Randbedingungen auf die Klärschlammbehandlung* (Bd. 82). Braunschweig: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig.
- Bauerfeld, K., Dockhorn, T., & Dichtl, N. (2009). *Schlussbericht zum BMBF-geförderten Vorhaben Klärschlammbehandlung und -verwertung unter anderen klimatischen und sonstigen Randbedingungen*. Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Braunschweig.
- BBodSchV. (12. Juli 1999). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554)*, die zuletzt durch Artikel 3 Absatz 4 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist.
- BGK. (September 2006). Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate. 5. Auflage. Stuttgart: Bundesgütegemeinschaft Kompost.
- Bilitewski, B., & Härdtle, G. (2013). *Abfallwirtschaft*. Berlin Heidelberg: Springer Vieweg.
- BlmSchG. (15. März 1974). Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge. *Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274)*, das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 8. April 2019 (BGBl. I S. 432) geändert worden ist.

- BioAbfV. (21. September 1998). Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. *Bioabfallverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. April 2013 (BGBl. I S. 658), die zuletzt durch Artikel 3 Absatz 2 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist.*
- Bischoff, A. (2013). *Desinfektion von behandeltem Abwasser – Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren* (Bd. 225). Darmstadt: Verein zur Förderung des Instituts IWAR der TU Darmstadt.
- BMWi. (2018). *Erneuerbare Energien in Zahlen*. Berlin: Bundesministerium für Wirtschaft und Energie.
- Bowers, S. A., & Hanks, R. J. (1964). Reflection of radiant energy from soils in Soil Sciences. *Soil Science*(100), S. 130-138.
- Brautlecht, P. (2000). *Technische und ökonomische Aspekte kommunaler Klärschlamm Trocknungsanlagen* (Bd. 181). Aachen: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.
- Buchauer, K. (2007). *Hygienische Standards für die Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft - ein internationaler Vergleich*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- Bux, M. (2013). Solare Klärschlamm Trocknung - Stand der Technik und ausgewählte Anlagenbeispiele. In *DWA-Wasserwirtschaftskurs O4, Klärschlammbehandlung - Techniken, Wertstoffe, Perspektiven*. Kassel.
- Bux, M., & Baumann, R. (2003). Solare Klärschlamm Trocknung – Stand der Technik und Anwendungsbeispiele. In G. Hösel (Hrsg.), *Müll- Handbuch*. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- Cypionka, H. (2006). *Grundlagen der Mikrobiologie*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Czychowski, M., & Reinhardt, M. (2014). *WHG Kommentar* (11. Ausg.). München: C.H.Beck.
- DepV. (27. April 2009). Verordnung über Deponien und Langzeitlager. *Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465) geändert worden ist.*
- DESA. (Juni 2017). *World Population Prospects 2017*. Abgerufen am 22. Mai 2019 von United Nations Population Division: <https://population.un.org/wpp/Download/Standard/Population/>

- DIN 38411-6. (Juni 1991). Mikrobiologische Verfahren (Gruppe K) Nachweis von *Escherichia coli* und coliformen Keimen (K6). Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 4049-3. (Oktober 1994). Hydrologie - Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 4108-3. (November 2014). Wärmeschutz und Energie-Einsparung in Gebäuden – Teil 3: Klimabedingter Feuchteschutz – Anforderungen, Berechnungsverfahren und Hinweise für Planung und Ausführung. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN EN 16323:2014-07. (Juli 2014). Wörterbuch für Begriffe der Abwassertechnik; Dreisprachige Fassung. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN EN ISO 17994. (Juni 2014). Wasserbeschaffenheit – Anforderungen für den Vergleich der relativen Wiederfindung von Mikroorganismen durch zwei quantitative Verfahren. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DüMV. (05. Dezember 2012). Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. *Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305) geändert worden ist.*
- DüngG. (09. Januar 2009). Düngegesetz. *Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 5. Mai 2017 (BGBl. I S. 1068) geändert worden ist.*
- DüV. (26. Mai 2017). Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen. *Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305).*
- DWA. (2005). *DWA-Themen Stand der Klärschlammbehandlung und -entsorgung in Deutschland. Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003.* Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- DWA. (2009). *DWA-Themen Anwendung von Düngemitteln auf landwirtschaftlich genutzten Flächen aus Sicht der DWA.* Hennef: Deutsche Vereinigung Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DWA-AK-2.2. (2010). Stand der Klärschlamm-Desinfektion im Jahr 2010. *Korrespondenz Abwasser, Abfall*(Nr. 8), S. 777-785.
- DWA-M 366. (Februar 2013). Merkblatt 366: Maschinelle Schlamm-entwässerung. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

- DWA-M 368. (Juni 2014). Merkblatt 368: Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- DWA-M 379. (Juni 2019). Klärschlamm-trocknung. *Entwurf*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- EG 2003/2003. (13. Oktober 2003). Verordnung des europäischen Parlaments und des Rates über Düngemittel. Luxemburg.
- Europäische Kommission. (15. Dezember 2011). Energiefahrplan 2050. *KOM(2011) 885 endgültig*. Brüssel.
- Europäische Kommission. (22. Januar 2014). Ein Rahmen für die Klima- und Energiepolitik im Zeitraum 2020-2030. *COM(2014) 15 final*. Brüssel.
- Europäische Kommission. (o.J.). *Rahmen für die Klima- und Energiepolitik bis 2030*. Abgerufen am 22. Mai 2019 von Klimapolitik: https://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/2030_de
- FAO. (1977). *Irrigation and Drainage Paper No. 24*. Rom: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FAO. (1998). *FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56*. Food and Agriculture Organization.
- Feachem et al. (1983). *Sanitation and Disease. Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Feuerpfeil, & Botzenhart (Hrsg.). (2008). *Hygienisch-mikrobiologische Wasseruntersuchung in der Praxis*. Weinheim: Wiley-VCH Verlag.
- Fischli, O., & Zweifel, H. R. (2004). *Messkampagne für eine solare Klärschlamm-trocknungsanlage in Bilten GL*. Bern: Bundesamt für Energie.
- Fleiter et al. (2013). *Energieverbrauch und CO₂-Emissionen industrieller Prozesstechnologien – Einsparpotenziale, Hemmnisse und Instrumente*. Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung. Stuttgart: Fraunhofer Verlag.
- Franz, M. (2008). Phosphate fertilizer from sewage sludge ash (SSA). *Waste Management*(28(10)), S. 1809-1818.
- Frondel et al. (2008). *Die Klimavorsorgeverpflichtung der deutschen Wirtschaft, Monitoringbericht 2005–2007*. Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung, Essen.

- GERICS. (31. Juli 2012). *Verdunstung*. (Helmholtz-Zentrum Geesthacht) Abgerufen am 30. Mai 2019 von Climate Service Center: https://www.climate-service-center.de/products_and_publications/publications/detail/063226/index.php.de
- Gill et al. (02. Juni 2006). Metagenomic Analysis of the Human Distal Gut Microbiome. *Science*(Vol. 312), S. 1355-1359.
- Gray, D. M., McKay, G. A., & Wigham, J. M. (1970). Energy, Evaporation and Evapotranspiration. In D. M. Gray, *Handbook on the principles of hydrology* (S. 3.1-3.66). Port Washington, New York: National Research Council of Canada.
- Häckel, H. (2016). *Meteorologie* (8. Auflage Ausg.). Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag.
- Haude, W. (1954). *Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration* (Bd. Nr. 8). Bad Kissingen: Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes.
- Haude, W. (1955). *Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise* (Bd. Nr. 11). Bad Kissingen: Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes.
- Häussler, W. (1973). *Lufttechnische Berechnungen im Mollier-i,x-Diagramm* (Bd. 17 Wärmelehre und Wärmewirtschaft in Einzeldarstellungen). Dresden: Steinkopff.
- Heindl, A. (2016). *Praxisbuch Bandtrocknung*. Berlin Heidelberg: Springer Vieweg.
- Heritage, J. (2003). Viruses. In D. Mara, & N. Horan, *Handbook of Water and Wastewater Microbiology* (S. 37-55). London: Academic Press of Elsevier.
- Homann. (2013). Feuchteschutz. In W. M. Willems (Hrsg.), *Lehrbuch der Bauphysik*. Wiesbaden: Springer Vieweg.
- Horan, N. (2003). Protozoa. In D. Mara, & N. Horan, *Handbook of Water and Wastewater Microbiology* (S. 69-76). London: Academic Press of Elsevier.
- Hruschka. (1992). Die Klärschlamm-trocknung - Eine kritische Standortbestimmung anhand praktischer Ergebnisse. In P. A. Wilderer, E. Englmann, & F. R. Kolb (Hrsg.), *Konzepte und Methoden der Klärschlammverwertung* (S. 95-112). München: Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft der TU München.
- HUBER SE. (2012). Interne Konstruktionszeichnung der halbtechnischen Versuchsanlage Solare Kärschlamm-trocknung. Erasbach.
- HUBER SE. (2014). Interne Konstruktionszeichnung der halbtechnischen Versuchsanlage Desinfektionsschnecke. Erasbach.
- Huber SE. (2019). *Solare Klärschlamm-trocknung*. Abgerufen am 27. Mai 2019 von https://www.huber.de/fileadmin/01_products/04_sludge/04_trocknen/01_srt/pro_solstice_de.pdf

- IKrW. (2005). *Machbarkeitsstudie - Perspektiven der solaren Klärschlamm Trocknung im Land Bremen*. Abgerufen am 30. Juli 2016 von Institut für Kreislaufwirtschaft GmbH, Bremen: http://homepages.hs-bremen.de/~office-ikrw/ikrw/Material/Solare_Klaerschlammtrocknung-Machbarkeitsstudie.pdf
- IndEmissRLUG. (08. April 2013). Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie über Industrieemissionen. BGBl. I S. 734, 3753.
- iwd. (09. November 2017). *Klimapolitik: Die CO2-Welt*. Abgerufen am 22. Mai 2019 von Informationen aus dem Institut der deutschen Wirtschaft: <https://www.iwd.de/artikel/klimapolitik-die-co2-welt-366033/>
- Jasper, M. (2010). Thermische Verwertung von Klärschlamm aus der Solartrocknung und Klärschlammvererdung. In *Perspektiven der Klärschlammverwertung, 07. September 2010, Bremen*. Hildesheim: DWA - Landesverband Nord.
- Jimenez-Cisneros, B. E., & Maya-Rendon, C. (2007). Helminths and Sanitation. (A. Méndez-Vilas, Hrsg.) *Communicating Current Research and Educational Topics and Trends in Applied Microbiology*, S. 60-71.
- Jordan, R. (2006). *Vegetative Behandlung anaerob stabiler Klärschlämme* (Bd. 73). Braunschweig: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig.
- Klages et al. (2009). *Anforderungen an die Novellierung der Klärschlammverordnung unter besonderer Berücksichtigung von Hygieneparametern*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- KlärEV. (20. Mai 1998). Verordnung über den Klärschlamm-Entschädigungsfonds. *Klärschlamm-Entschädigungsfondsverordnung vom 20. Mai 1998 (BGBl. I S. 1048), die zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 14. Dezember 2017 (BGBl. I S. 3942) geändert worden ist*.
- Kopp, J. (2001). *Wasseranteile in Klärschlamm Suspensionen - Messmethode und Praxisrelevanz* - (Bd. 66). Braunschweig: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig.
- Köppen, W., & Geiger, R. (1954). *Klima der Erde, Wandkarte 1:16 Mill.* Abgerufen am 30. Juli 2016 von http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/pics/Geiger_1954_Map.jpg
- Krischer, O., & Kast, W. (1992). *Trocknungstechnik – die wissenschaftlichen Grundlagen der Trocknungstechnik*. Berlin, Heidelberg: Springer.
- KrWG. (24. Februar 2012). Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen. *Kreislaufwirtschaftsgesetz vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), das zuletzt*

durch Artikel 2 Absatz 9 des Gesetzes vom 20. Juli 2017 (BGBl. I S. 2808) geändert worden ist.

- Langhans, G. (Mai 1998). Biochemische Schwermetallauskreisung aus organischen Abfällen während des Anaerobprozesses. *Abfallwirtschaftsjournal*(05), S. 14.
- Lehrmann, F. (2010). In *Perspektiven der Klärschlammverwertung*, 07. September 2010, Bremen (S. 71-104). Hildesheim: DWA - Landesverband Nord.
- Loll, U. (1997). Rechtlicher Rahmen und verfügbare Verfahrenstechniken zur ordnungsgemäßen Verwertung und Beseitigung von Klärschlämmen. In K. J. Thomé-Kozmiensky (Hrsg.), *Abfallwirtschaft am Wendepunkt* (S. 641 – 703). Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.
- Lustigman et al. (April 2012). A Research Agenda for Helminth Diseases of Humans: The Problem of Helminthiasis. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, Volume 6(Issue 4).
- Maibach et al. (2017). *Szenario Luftverkehr Deutschland unter Einbezug von Umweltaspekten*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Makkink, G. F. (1957). Testing the Penman Formula by means of Lysimeters. *Journal of the Institution of Water Engineers*(11), S. 277-288.
- Mathioudakis et al. (Januar 2009). Extended Dewatering of Sewage Sludge in Solar Drying Plants. *Desalination*, S. 733-739.
- Metcalf & Eddy. (2013). *Wastewater Engineering, Treatment and Resource Recovery, Chapter 14* (5th Edition Ausg.). (G. Tchobanoglous, H. D. Stensel, & R. Tsuchihashi, Hrsg.) New York: McGraw-Hill.
- Mieske, R. (2016). Berechnungsbeispiel für die anaerobe Klärschlammbehandlung. In *DWA-Themen Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen* (Bd. T4/2016, S. 283-287). Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
- Mieske, R. (2018). *Anaerobe Schlammstabilisierung bei Faultemperaturen unter 35°C - Erweiterung deutscher Bemessungsregeln*. Braunschweig: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig.
- Miksits, K., & Hahn, H. (1999). *Basiswissen Medizinische Mikrobiologie und Infektiologie*. Berlin Heidelberg: Springer.
- Milieu Ltd, WRc and RPA. (2010). *Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land - Final Report*. Erstellt für die Europäische Kommission, Brüssel.

- Minvivienda. (10. Juli 2014). Decreto Número 1287 - 2014. Bogotá, Kolumbien: Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio.
- Modrow et al. (2010). *Molekulare Virologie*. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Möller, U. (1985). Schlamm-Mengen und -Beschaffenheit. In R. Otte-Witte, *Neue Lösungsansätze zur Schlammbehandlung* (S. 47-83). Bochum: Verein zur Förderung des Lehrstuhls für Wassertechnik und Umwelttechnik II (Siedlungswasserwirtschaft) an der Ruhr-Universität Bochum.
- Montag, D. M. (2008). *Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung - Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen*. Aachen: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.
- Monteith, J. L. (1978). *Umweltphysik*. (R. Schlögl, Übers.) Darmstadt: Steinkopff.
- Monteith, J. L., & Unsworth, M. H. (2013). *Principles of Environmental Physics* (Vierte Ausg.). Oxford: Elsevier.
- Mühr, B. (01. Januar 2010). Datenquellen: Deutscher Wetterdienst, National Climatic Data Center USA. Abgerufen am 07. Juni 2019 von Klimadiagramme weltweit: www.klimadiagramme.de
- Müller, K. (2017). Untersuchungen zur solaren Trocknung kommunaler Klärschlämme unterschiedlicher Stabilisierungsverfahren. *Studienarbeit (unveröffentlicht)*. Braunschweig: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig.
- Ögleni, N., & Özdemir, S. (Dezember 2010). Pathogen reduction effects of solar drying and soil application in sewage sludge. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*(34), S. 509-515.
- Otte-Witte, R. (1989). Verfahren zur Schlamm Trocknung - Verfahrensgegenüberstellung. In *Klärschlamm - quo vadis* (S. 49-70). Bochum: Gesellschaft zur Förderung des Lehrstuhls für Wasserwirtschaft und Umwelttechnik II (Siedlungswasserwirtschaft) an der Ruhr-Universität Bochum.
- OVG NW. (2017). Entsorgung von Klärschlamm aus einer stillgelegten Kläranlage sowie dessen Abfalleigenschaft. *20 A 601/14, Urteil vom 13. September 2017*. Oberverwaltungsgericht für das Land Nordrhein-Westfalen.
- Paluszak et al. (2012). Microbial Evaluation of the Effectiveness of Sewage Sludge Sanitization with Solar Drying Technology. *International Journal of Photoenergy*(Vol. 2012).
- Penman, H. L. (1950). The Dependence of Transpiration on Weather and Soil Conditions. *Journal of Soil Science*(Vol. I), S. 74-89.

- Penman, H. L. (Februar 1956). Estimating Evaporation. *Transactions, American Geophysical Union*, S. 43-50.
- Philipp et al. (2006). Solare Trocknung und Hochtemperaturpelletierung zur Hygienisierung von Klärschlamm. In *Müll-Handbuch*. Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- Pinnekamp et al. (2010). *Rückgewinnung von Pflanzennährstoffen, insbesondere Phosphor aus der Asche von Klärschlamm*. Schlussbericht, BMBF-Förderkennzeichen 02WA0793- 02WA0795, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Aachen.
- Reineke, W., & Schlömann, M. (2007). *Umweltmikrobiologie*. Berlin Heidelberg: Springer Spektrum.
- Roskosch, A., & Heidecke, P. (2018). *Klärschlamm-entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland*. (Umweltbundesamt, Hrsg.) Dessau-Roßlau.
- Savage, D. C. (1977). Microbial Ecology of the Gastrointestinal Tract. *Annual Review of Microbiology*(Vol. 31), S. 107-133.
- Schaum, C. (2007). *Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung- Klärschlammkonditionierung und Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm-asche*. Darmstadt: Technische Universität Darmstadt.
- Schirm, V. (2005). *Entwicklung einer sicheren Methode zur Bioabfallhygienisierung mit Kalk*. Gießen: Institut für Hygiene und Infektionskrankheiten der Tiere der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Schrödter, H. (1985). *Verdunstung : Anwendungsorientierte Meßverfahren und Bestimmungsmethoden*. Berlin: Springer.
- Schroeder, E., & Wuertz, S. (2003). Bacteria. In N. Horan, & D. Mara, *Handbook of Water and Wastewater Microbiology* (S. 57-68). London: Academic Press of Elsevier.
- Shanahan et al. (2010). Evaluation of Pathogen Removal in a Solar Sludge Drying Facility Using Microbial Indicators. *Int. Journal of Environmental Research and Public Health*(Vol. 7), S. 565-582.
- Shuval, H. I. (1990). *Wastewater Irrigation in Developing Countries*. Washington D. C.: The World Bank.
- Sixt, H. (1994). Betriebliche und sicherheitstechnische Gesichtspunkte unterschiedlicher Trocknungsverfahren. In *Klärschlammbehandlung und -entsorgung* (S. 168-192). Bochum: Gesellschaft zur Förderung der Lehrstuhls für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik an der Ruhr-Universität Bochum.

- Statista. (2019). *Slowenien Gesamtbevölkerung*. Abgerufen am 01. Juni 2019 von <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/19331/umfrage/gesamtbevoelkerung-von-slowenien/>
- Steffen, L. (2014). Untersuchungen zum Einfluss betrieblicher Randbedingungen auf die solare Klärschlamm Trocknung. *Bachelorarbeit (unveröffentlicht)*. Braunschweig: Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig.
- TA Luft. (24. Juli 2002). Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. *Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft*. BGBl. I S. 1950.
- Takahashi et al. (2001). Technology for recovering phosphorus salt and zeolite from incinerated ash of sewage treatment sludge. *Journal of advanced science*(13(3)), S. 163-166.
- Thomé-Kozmiansky, K. (1998). *Klärschlamm Entsorgung*. Neuruppin : TK Verlag Karl Thomé-Kozmiansky.
- Tindall et al. (2005). Nomenclature and taxonomy of the genus Salmonella. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*(Vol. 55), S. 521-524.
- Tukiainen, M. (2016). *Sunrise, sunset, dawn and dusk times around the World*. Abgerufen am 30. Juli 2016 von Gaisma: <http://www.gaisma.com>
- Turnbaugh et al. (18. Oktober 2007). The Human Microbiome Project. *Nature*(Vol. 449), S. 804-810.
- U.S. EPA. (20. März 2007). Part 503 - Standards for the Use or Disposal of Sewage Sludge. *Title 40: Protection of Environment*.
- UBA. (13. März 2018a). *Emissionsdaten*. Abgerufen am 10. Mai 2019 von Umweltbundesamt: www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsdaten
- UBA. (2018b). *Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix 1990-2017*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- UBA. (2018c). *Energieerzeugung aus Abfällen Stand und Potenziale in Deutschland bis 2030*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- UBA. (18. September 2018d). *Treibhausgas-Emissionen in der Europäischen Union*. Abgerufen am 22. Mai 2019 von Umweltbundesamt: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/treibhausgas-emissionen-in-der-europaeischen-union#textpart-1>

- UBA. (19. Dezember 2018e). Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen 190-2017. Dessau: Umweltbundesamt.
- UBA. (10. Mai 2019). *Europäische Energie- und Klimaziele*. Abgerufen am 22. Mai 2019 von Umweltbundesamt: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/europaeische-energie-klimaziele>
- UNESCO. (2014). *Faecal Sludge Management - Systems Approach for Implementation and Operation*. London: IWA Publishing.
- US AID. (Mai 2019). *Greenhouse Gas Emissions Factsheet: West Africa Region*. Abgerufen am 01. Juni 2019 von climatelinks: <https://www.climatelinks.org/resources/greenhouse-gas-emissions-factsheet-west-africa-region>
- Vaisala. (2015). Abgerufen am 30. Juli 2016 von <http://www.vaisala.com/en/energy/support/Resources/Pages/Free-Wind-And-Solar-Resource-Maps.aspx>
- VDI 3786 Blatt 5. (Oktober 2015). Umweltmeteorologie Meteorologische Messungen Strahlung. *VDI-Richtlinie*. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure.
- Verein Deutscher Zementwerke. (2019). *Spezifische CO₂-Emissionen der Zementindustrie in Deutschland in den Jahren 2008 bis 2015*. Abgerufen am 10. Mai 2019 von Statista: <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/217222/umfrage/co2-emissionen-der-zementindustrie-in-deutschland/>
- Wendling, U., Schelling, H.-G., & Thomä, M. (1991). Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. *Zeitschrift für Meteorologie, Heft 41*, S. 468-475.
- Wharton, D. A. (1983). The production and functional morphology of helminth egg-shells. *Parasitology*(86), S. 85-97.
- WHG. (31. Juli 2009). Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts. *Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585)*, das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. Juli 2017 (BGBl. I S. 2771) geändert worden ist.
- WHO & UNICEF. (2017). *Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 update and SDG baselines*. Genf: World Health Organization and the United Nations Children's Fund.
- WHO. (2004). *Integrated Guide to Sanitary Parasitology*. Amman: World Health Organization.

- WHO. (2006a). *Guidelines for the safe use of Wastewater, Excreta and Greywater - Volume I Policy and regulatory aspects*. Genf: World Health Organization.
- WHO. (2006b). *Guidelines for the safe use of Wastewater, Excreta and Greywater - Volume II Wastewater Use in Agriculture*. Genf: World Health Organization.
- WHO. (2006c). *Guidelines for the safe use of Wastewater, Excreta and Greywater - Volume IV Excreta and Greywater Use in Agriculture*. Genf: World Health Organization.
- WHO. (2011). *Guidelines for drinking water*. Genf: World Health Organization.
- Wiechmann et al. (2013). *Klärschlamm entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland*. (Umweltbundesamt, Hrsg.) Dessau-Roßlau.
- Wirtschaftsvereinigung Stahl. (2017). *Fakten zur Stahlindustrie in Deutschland 2017*. Abgerufen am 02. April 2019 von https://www.stahl-online.de/wp-content/uploads/2017/12/Fakten_Stahlindustrie_2017_rz_web.pdf

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Regionale Abdeckung mit Sanitärversorgung 2015, nach (WHO & UNICEF, 2017)	3
Abbildung 2: Volumenverminderung durch Abtrennung von Schlammwasser (DWA-M 366, 2013)	5
Abbildung 3: Sättigungsmenge von Wasserdampf in der Luft (Monteith & Unsworth, 2013)	15
Abbildung 4: Theoretischer Trocknungsverlauf, nach (ATV-DVWK-M 379, 2004)	16
Abbildung 5: Phase 1 und 2 des Trocknungsverlaufs bei solarer Trocknung (Müller, 2017)	17
Abbildung 6: Wärme- und Stoffübertragung bei der Kontakttrocknung	19
Abbildung 7: Wärme- und Stoffübertragung bei der Konvektionstrocknung	20
Abbildung 8: Schema der solaren Klärschlamm Trocknung, nach (Steffen, 2014)	25
Abbildung 9: Foto einer solaren Klärschlamm Trocknung	25
Abbildung 10: Weltweite Verbreitung von Helminthen (Lustigman et al., 2012)	43
Abbildung 11: Lebenszyklus <i>Ascaris lumbricoides</i> (WHO, 2004)	45
Abbildung 12: Zusammenhang von Temperatur und Zeit zur Desinfektion (Feachem et al., 1983)	55
Abbildung 13: Klimadiagramm Cali, Kolumbien (Mühr, 2010)	62
Abbildung 14: Klimadiagramm Braunschweig, Deutschland (Mühr, 2010)	63
Abbildung 15: Klimadiagramm Kłodzko, Polen (Mühr, 2010)	63
Abbildung 16: Halbtechnische Anlage zur solaren Klärschlamm Trocknung	65
Abbildung 17: Konstruktionszeichnung des solaren Versuchstrockners inkl. Messtechnik, nach (HUBER SE, 2012)	66
Abbildung 18: Versuchsanlage	70
Abbildung 19: Trockengranulat	70
Abbildung 20: Schematische Zeichnung der Anlage zur thermischen Desinfektion inkl. Lage der Sensoren, nach (HUBER SE, 2014)	72

Abbildung 21: Mikrobiologische Analytik mit Verdünnungsstufen auf Nährböden (Reineke & Schlömann, 2007).....	77
Abbildung 22: Mikrobiologische Analytik mit der MPN-Methode (Reineke & Schlömann, 2007)	78
Abbildung 23: Wahrscheinlichkeitsverteilung für die Keimdichte (Feuerpfeil & Botzenhart, 2008).....	78
Abbildung 24: Trocknungsverlauf Cali, Kolumbien	81
Abbildung 25: Trocknungsverlauf Braunschweig, Sommer	82
Abbildung 26: Trocknungsverlauf Braunschweig, Winter, mit Zusatzheizung ..	82
Abbildung 27: Trockenrückstand in Abhängigkeit der Stabilisierung	85
Abbildung 28: Globalstrahlung und Temperatur in Cali	88
Abbildung 29: Globalstrahlung und Temperatur in Braunschweig im Sommer	89
Abbildung 30: Globalstrahlung und Temperatur in Braunschweig im Winter....	89
Abbildung 31: Abhängigkeit der Verdunstung von der Bestrahlung	90
Abbildung 32: Abhängigkeit der Temperatur von der Bestrahlung	91
Abbildung 33: Außen- und Innentemperatur in Cali und Kłodzko	92
Abbildung 34: Außen- und Innentemperatur in Braunschweig im Sommer und Winter	93
Abbildung 35: Abhängigkeit der Verdunstungsleistung von der Innentemperatur	94
Abbildung 36: Luftfeuchtigkeit außen und innen in Cali.....	95
Abbildung 37: Luftfeuchtigkeit außen und innen in Kłodzko	95
Abbildung 38: Luftfeuchtigkeit außen und innen in Braunschweig im Sommer	96
Abbildung 39: Luftfeuchtigkeit außen und innen in Braunschweig im Winter ...	96
Abbildung 40: Abhängigkeit der Verdunstungsleistung von der relativen Luftfeuchte innen	97
Abbildung 41: Trocknungsdauer an verschiedenen Standorten	98
Abbildung 42: Trocknungsdauer und -geschwindigkeit bei unterschiedlichen Schlammhöhen in Cali, Kolumbien.....	100
Abbildung 43: Trocknungsdauer und -geschwindigkeit bei unterschiedlichen Schlammhöhen im Laborversuch in Braunschweig	100

Abbildung 44: Trocknungsverlauf unterschiedlicher Wendeintervalle	102
Abbildung 45: Gewichtsverlauf mit und ohne Einsatz der Fußbodenheizung in Cali, Kolumbien	103
Abbildung 46: Trocknungsverlauf mit und ohne Einsatz der Fußbodenheizung in Cali, Kolumbien	104
Abbildung 47: Gewichtsverlauf mit und ohne Einsatz der Fußbodenheizung in Kłodzko, Polen	105
Abbildung 48: Trocknungsverlauf mit und ohne Einsatz der Fußbodenheizung in Kłodzko, Polen	105
Abbildung 49: Abhängigkeit der relativen Luftfeuchte innen von der Luftwechselrate bei verschiedenen relativen Luftfeuchten außen und $T_e = 20\text{ °C}$	108
Abbildung 50: Abhängigkeit der relativen Luftfeuchte innen von der Luftwechselrate bei verschiedenen Außentemperaturen und $\Phi_e = 55\%$	109
Abbildung 51: Trocknungsverlauf unterschiedlicher Rückmischungsanteile ..	110
Abbildung 52: Vergleich der tatsächlichen mit der potenziellen Verdunstung	116
Abbildung 53: Ablauf der Bemessung für die solare Klärschlamm-trocknung .	117
Abbildung 54: Vergleich der berechneten potenziellen Verdunstung und der tatsächlich gemessenen Verdunstung.....	121
Abbildung 55: Durchsatzleistung der Desinfektionsschnecke in Abhängigkeit von der Drehzahl.....	125
Abbildung 56: Aufenthaltszeiten des Markergranulats bei Drehzahl $0,75\text{ min}^{-1}$ und $0,52\text{ min}^{-1}$; $TR_{ET} = 80\%$	126
Abbildung 57: Mittlere Aufenthaltszeit in der Heizschnecke	127
Abbildung 58: Temperaturverlauf in der Desinfektionsschnecke (Thermoöl-Temperatur 150 °C).....	128
Abbildung 59: Grenzkurven für das Erreichen der EPA-Kriterien in Abhängigkeit von Drehzahl und Solltemperatur	130
Abbildung 60: Blick in eine mehrteilige Trocknungshalle.....	138
Abbildung 61: CO_2 -Emissionen bei Herstellung und Transport.....	142
Abbildung 62: Jährliche CO_2 -Emissionen, mit anteiligen Emissionen für Herstellung und Transport, angenommene Betriebsdauer von 30 Jahren	143

Abbildung 63: CO ₂ -Emissionen über 30 Betriebsjahre	144
Abbildung 64: Entwicklung der CO ₂ -Emissionen.....	145

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Definition der Bewertungsstufen (WHO & UNICEF, 2017)	3
Tabelle 2: Rechtsgrundlagen Klärschlammbehandlung	6
Tabelle 3: Maximal erlaubte Emissionen der Klärschlamm Trocknung nach 5.4.8.10.2 TA Luft.....	8
Tabelle 4: Untersuchungshäufigkeit und Grenzwerte von Klärschlamm und Boden.....	11
Tabelle 5: Kenngrößen thermischer Trockner	23
Tabelle 6: Verfahrensmerkmale der Systeme zur solaren Klärschlamm Trocknung, nach (Bux, 2013)	27
Tabelle 7: Größenordnungen für mittlere Jahreswerte der Bestrahlung H_G	36
Tabelle 8: Transmissionswerte τ verschiedener Eindeckungsmaterialien (Bux, 2013)	36
Tabelle 9: Pathogene Mikroorganismen im Abwasser – Auswahl.....	40
Tabelle 10: Entwurf Grenzwerte der Behandlung nach (Milieu Ltd, WRc and RPA, 2010)	48
Tabelle 11: Schlammbehandlungsverfahren nach (Milieu Ltd, WRc and RPA, 2010)	49
Tabelle 12: Behandlungsalternativen zur Erreichung eines Class-A-Schlamm	51
Tabelle 13: Temperatur-Zeit-Regime für Class-A-Schlamm (Alternative 1)	52
Tabelle 14: Mögliche Temperatur-Zeit-Kombinationen nach Formel 7.....	52
Tabelle 15: Maximal zulässige Werte zur Nutzung von Klärschlämmen in Kolumbien	53
Tabelle 16: Zeit-Temperatur-Beziehung für die thermische Klärschlamm Desinfektion (DWA-AK-2.2, 2010).....	54
Tabelle 17: Klimatische Randbedingungen der Standorte	61
Tabelle 18: Übersicht der Untersuchungsstandorte	64
Tabelle 19: Untersuchungszeitraum der Großtechnik	67
Tabelle 20: Untersuchte Einstellungen und Randbedingungen.....	69

Tabelle 21: Physikalische, chemische und mikrobiologische Bestimmungsmethoden.....	74
Tabelle 22: Trockenrückstand und Glühverlust in Abhängigkeit der Stabilisierungsart.....	84
Tabelle 23: Übersicht der Klärschlammbehandlung an den verschiedenen Standorten.....	87
Tabelle 24: Temperaturerhöhung ΔT aufgrund des Gewächshauseffekts in Abhängigkeit von den Klimabedingungen des Standorts	93
Tabelle 25: Erhöhung der relativen Luftfeuchtigkeit $\Delta \Phi$ in Abhängigkeit von den Klimabedingungen des Standorts.....	97
Tabelle 26: Beispiele für die auf den Energieeintrag bezogene Verdunstungsleistung unterschiedlicher Wärmequellen im halbtechnischen Maßstab	106
Tabelle 27: Nährstoffgehalte im getrockneten Klärschlamm	112
Tabelle 28: Rücklösegrade verschiedener Lösungsmittel	113
Tabelle 29: Vergleich der Schwermetallgehalte in Klärschlamm und Mineraldünger	114
Tabelle 30: Veränderung der Schlamminhaltsstoffe über den Trocknungsprozess	114
Tabelle 31: Aufschlag $\Delta \Phi$ und $\Delta \theta$ zur Berücksichtigung des Unterschieds zwischen Außenklima und Innenklima	119
Tabelle 32: Veränderung der pathogenen Mikroorganismen über den Trocknungsprozess	123
Tabelle 33: Gesicherte Desinfektion in Abhängigkeit von Eintrags-TR und Aufenthaltszeit.....	131
Tabelle 34: Kenngrößen der eingesetzten Trockner	137
Tabelle 35: Vergleich der herstellungsbedingten CO ₂ -Emissionen von Solar- und Bandtrockner	140
Tabelle 36: Vergleich der jährlichen CO ₂ -Emissionen von Solar- und Bandtrockner	141
Tabelle 37: Vergleich verschiedener CO ₂ -Emissionen	146

Veröffentlichungen

des Instituts für Stadtbauwesen, Abt. Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

Heft 1*	R. Kayser Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen (1967)	
Heft 2	E. Zingler Die Filtration von Abwasserschlämmen – Grundlagen und Modellversuche (1969)	13,- Euro
Heft 6*	E. Zingler Die Filtration von Abwasserschlämmen II – Die Übertragbarkeit von Laboratoriumsergebnissen auf den technischen Betrieb (1970)	
Heft 15	J. Knoch Untersuchung und biologische Reinigung von Sickerwasser aus Mülldeponien (1974)	13,- Euro
Heft 19*	FESTSCHRIFT FÜR HEINRICH HABEKOST Teil 2: Siedlungswasserwirtschaft (1976)	
Heft 21*	R. Stegmann Auswertung und Prognose von Gewässergütedaten, dargestellt am Beispiel von Meßwerten der Oker und ihrer Nebenflüsse (1976)	13,- Euro
Heft 23	K. Korn Metallgehalte im Sickerwasser von Mülldeponien Ergebnisse von zweijährigen Untersuchungen an 14 Deponien (1977)	13,- Euro
Heft 25*	D. Bahrs Konditionieren von Abwasserschlämmen durch Gefrieren (1978)	
Heft 26*	H.-J. Ehrig Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien (1978) zweite erweiterte Auflage (1980)	
Heft 27*	R. Stegmann Reinigung und Verregnen von Müllsickerwasser unter Betriebsbedingungen - dargestellt am Beispiel der Deponie Venneberg/Lingen (1979)	
Heft 28*	W. Walther Beitrag zur Gewässerbelastung durch rein ackerbaulich genutzte Gebiete mit Lössböden (1979)	

Heft 29*	ASPEKTE DES STADTBAUWESENS zum 70. Geburtstag von Heinrich Habekost Teil B: Siedlungswasserwirtschaft	
Heft 33	Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien INTERNATIONALE FACHTAGUNG (29.09.-01.10.1982) in Braunschweig	20,- Euro
Heft 34*	Anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen, Fallstudien 1982 TAGUNG (14.-15. Oktober 1982) in Braunschweig	
Heft 35*	G. Ermel Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen – Steuerung der Denitrifikation (1983)	
Heft 38	Ablagerung umweltbelastender Stoffe Fachseminar 06.-07. Februar 1985 in Braunschweig	20,- Euro
Heft 39*	Sickerwasser aus Mülldeponien – Einflüsse und Behandlung – Fachtagung 21.-22. März 1985 in Braunschweig	20,- Euro
Heft 40	W. Walther, B. Scheffer und B. Teichgräber Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzen- Versuche zur Stickstoffauswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers (1985)	15,- Euro
Heft 41	H.-J. Ehrig Weitergehende Reinigung von Sickerwässern aus Abfalldeponien (1987)	20,- Euro
Heft 42*	Biologische Stickstoff- und Phosphorelimination in Abwasser- reinigungsanlagen Weiterbildungsseminar 26.-27. März 1987 in Braunschweig	

Nach Abtrennung der Abt. Siedlungswasserwirtschaft vom Institut für Stadtbauwesen wird die Reihe ab Heft 43 weitergeführt als:

Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig

Heft 43*	Rashed M. Y. Al-Sa'ed Untersuchungen zur Nitrifikation von Abwässern mit hohen Ammoniumgehalten in Belebungsanlagen Investigations on nitrification process of ammonium-rich wastewater in single-stage activated sludge systems Braunschweig (1987)	
Heft 44*	Artur Mennerich Beitrag zur anaerob-aeroben Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien (1988)	

Heft 45*	Burkhard Teichgräber Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität (1988)	
Heft 46	Reiner Boll Zur erhöhten biologischen Phosphorentfernung mit dem Belebungsverfahren (1988)	20,- Euro
Heft 47	R. Kayser, Ch. Wolffson (Herausgeber) Kläranlagen zur Stickstoff- und Phosphorelimination Weiterbildungsseminar 16.-17. März 1989	20,- Euro
Heft 48*	W. Walther (Herausgeber) Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen – Diffuser Nitrateintrag, Fallstudien Weiterbildungsseminar, 21.-22. Februar 1990	
Heft 49	Henning Albers Zur biologischen Reinigung von Sickerwasser aus Sonderabfalldeponien (1991)	20,- Euro
Heft 50	Rolf Kayser (Herausgeber) Vergleich verschiedener Bemessungsansätze zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftungseinrichtungen - Fachtagung 09.-10. September 1991	20,- Euro
Heft 50 E	Rolf Kayser (Editor) Workshop Nitrogen Removal and Aeration Guarantees, September 9 and 10, 1991 (Englische Originalbeiträge)	15,- Euro
Heft 51	Heribert Dernbach Nutzung von Deponiegas mit hohem HKW-Gehalt und Möglichkeiten der Behandlung (1991)	20,- Euro
Heft 52	Christian Wolffson Denitrifikation von speziellen Abwässern mit externen Kohlenstoffquellen (1992)	20,- Euro
Heft 53	Michael Werner Deponiegas zur Denitrifikation von Sickerwasser aus Mülldeponien (1993)	20,- Euro
Heft 54	Klaus Kruse Langfristiges Emissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien (1994)	20,- Euro
Heft 55	Joseph Hölscher Stickstoffbilanz für ein durch Kiesgewinnung gestörtes Grundwasser in einem Wassereinzugsgebiet (1994)	20,- Euro

Heft 56	Gösta Ladiges Expertensysteme für Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffelimination in einstufigen Belebungsanlagen (1994)	20,- Euro
Heft 57	Thomas Teichfischer Der Einfluß schwankender Abwasserzusammensetzungen auf die vermehrte biologische Phosphatelimination und Möglichkeiten zur Prozessstabilisierung (1994)	20,- Euro
Heft 58	Hartmut Wicht N ₂ O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen (1996)	20,- Euro
Heft 59	Thomas Nellenschulte Modell zur Charakterisierung des Entwässerungsergebnisses von Klärschlämmen (1996)	20,- Euro
Heft 60	Bernd Zacharias Biologische Stickstoffelimination hemmstoffbelasteter Abwässer am Beispiel eines Eisenhüttenwerks (1996)	20,- Euro
Heft 61	J. Müller, N. Dichtl, J. Schwedes (Herausgeber) Klärschlammdeintegration – Forschung und Anwendung Fachtagung 10./11. März 1998	20,- Euro
Heft 62	Liendel Chang Auslegung von einstufigen Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination bei Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien (1998)	20,- Euro
Heft 63	Martin Steensen Chemische Oxidation und biologische Nachreinigung zur weitergehenden Sickerwasserbehandlung (1998)	20,- Euro
Heft 64	Thomas Dockhorn CSB-Elimination in Abhängigkeit vom Typ des Belebungsbeckens (1999)	20,- Euro
Heft 65	Franziska Gromadecki Anwendungsorientierte Betriebsoptimierung von Sickerwasserreinigungsanlagen (2000)	20,- Euro
Heft 66*	Julia Kopp Wasseranteile in Klärschlammuspensionen – Messmethode und Praxisrelevanz – (2001)	20,- Euro
Heft 67	Lars Keudel Bestimmung des Absetzverhaltens von belebtem Schlamm zur Bemessung von Kläranlagen nach dem Sequencing Batch Reactor (SBR)-Verfahren (2002)	20,- Euro

Heft 68	Markus Engelhart Anaerober Abbau mechanisch desintegrierten Überschuss- schlammes (2002)	20,- Euro
Heft 69	Rolf Kloss Vergleich von Verfahren und Reaktoren zur anaeroben Be- handlung von Substraten mit hohem Anteil an groben suspen- dierten Feststoffen (2002)	20,- Euro
Heft 70*	Anke Winter Desintegrationsverfahren zur Intensivierung der Schlammfau- lung – Großtechnische Vergleiche – (2003)	20,- Euro
Heft 71	Matthias Wittenberg Stoffstromanalyse und Bewertung von Umweltschutzmaßnah- men am Beispiel der Abwasserwirtschaft eines Automobilwerks (2003)	20,- Euro
Heft 72*	Uwe Moshage Rheologie kommunaler Klärschlämme - Messmethoden und Praxisrelevanz - (2004)	20,- Euro
Heft 73	Rayko Jordan Vegetative Behandlung anaerob stabiler Klärschlämme (2005)	20,- Euro
Heft 74	Thomas Dockhorn Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kom- munalen Abwasserwirtschaft (2007)	20,- Euro
Heft 75	Samir Naser Hag Ibrahim Structure, Function and Formation of Anaerobic Granular Sludge (2008)	20,- Euro
Heft 76	Stefanie Wolter Untersuchungen zur Substratabhängigkeit des heterotrophen Ertragskoeffizienten (2009)	20,- Euro
Heft 77	2. Internationales Symposium Abwasserrecycling 04. - 06.11.2009 "Abwasserrecycling – Chancen und Risiken" Tagungsband	20,- Euro
Heft 78	Kai Klinksieg Charakterisierung des Absetzverhaltens von kommunalen Klär- schlämmen mit Hilfe rheologischer Messungen (2010)	20,- Euro
Heft 79	Lars Günther Großtechnische Nährstoffrückgewinnung und Schadstoffaus- schleusung aus kommunalen Klärschlämmen (2011)	20,- Euro

Heft 80	Mohamed Rabie Mohamed Ghazy Sustainable Sewage Sludge Management in Egypt Based on Life Cycle Assessment (2011)	20,- Euro
Heft 81	3. Internationales Symposium Abwasserrecycling 21. - 22.11.2011 "Re-Water Braunschweig" Tagungsband (2011)	20,- Euro
Heft 82	Katrin Bauerfeld Einfluss klimatischer Randbedingungen auf die Klärschlammbehandlung (2012)	20,- Euro
Heft 83	Timur Esemien Untersuchungen zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung der Nährstoffrückgewinnung aus Klärschlamm (2012)	20,- Euro
Heft 84	4th International Symposium "Re-Water Braunschweig" –Quality, Reuse, Global Aspects, 06. - 07.11.2013 Conference Proceedings (2013)	20,- Euro
Heft 85	Daniel Klein Untersuchung und Bewertung von Verfahren zur Stickstoff- und Phosphorrückgewinnung innerhalb des Gesamtsystems aus Abwasserreinigung, Nährstoffrecycling und Landwirtschaft (2014)	20,- Euro
Heft 86	Xin Wu Entfernung von Microcystin-LR und ausgewählten Arzneimitteln mit biologisch aktiven Filtern (2014)	20,- Euro
Heft 87	5th International Symposium „RE-WATER Braunschweig“, Integrated Concepts, 02. – 03.11.2015 Conference Proceedings (2015)	20,- Euro
Heft 88	Helen Feldhaus Klärschlammbehandlungskonzepte für Industriezonen am Beispiel Vietnams (2016)	20,- Euro
Heft 89	Robert Mieske Anaerobe Schlammstabilisierung bei Faultemperaturen unter 35 °C – Erweiterung deutscher Bemessungsregeln (2018)	20,- Euro
Heft 90	HypoWave Einsatz hydroponischer Systeme zur ressourceneffizienten landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung Gemeinsamer Schlussbericht des Verbundvorhabens (2020)	20,- Euro
Heft 91	Rosa Dellbrügge Solare Klärschlamm Trocknung und Desinfektion (2021)	20,- Euro

***) vergriffen**



**Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
der Technischen Universität Braunschweig**

Heft 91

**Herausgeber:
Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
an der Technischen Universität Braunschweig e.V.**

This work is licensed under a CC-BY-SA 4.0 International License